

Universidade de Lisboa
Faculdade de Ciências
Departamento de Biologia Animal



Gestão de plantas exóticas e invasoras no Parque Nacional de Escotismo da Caparica

Nuno Vasconcelos do Bem

Dissertação de Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

2015

Universidade de Lisboa
Faculdade de Ciências
Departamento de Biologia Animal



Gestão de plantas exóticas e invasoras no Parque Nacional de Escotismo da Caparica

Nuno Vasconcelos do Bem

Dissertação de Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

Orientadora

Professora Doutora Otília da Conceição Alves Correia Vale de Gato

2015

Índice

Agradecimentos.....	vi
Resumo	iv
<i>Abstract</i>	v
Introdução	v
Objetivos	10
Materiais e Métodos	11
Caracterização da área de estudo	11
Gestão do Parque	13
Metodologia.....	14
1. Caracterização da área de estudo	14
2. Avaliação da regeneração de <i>Acacia</i> spp.....	17
3. Avaliação do banco de sementes	17
4. Comparação de diferentes estratégias de controlo de acácias.....	17
Análise e Tratamento de Dados.....	19
Resultados	20
1. Caracterização do ecossistema.....	20
2. Avaliação da regeneração de <i>Acacia</i> spp.....	25
3. Avaliação do banco de sementes	26
4. Comparação de diferentes estratégias de controlo de acácias.....	28
Discussão	34
Caraterização do estado de conservação da área de estudo	34
Ecologia, gestão e controlo de <i>Acacia</i> spp.....	36
Sugestão de Medidas de Gestão	42
Conclusões.....	46
Referências	48
Anexos	56

Índice de Figuras

FIGURA 1 - CARACTERÍSTICAS E FATORES QUE PROMOVEM O ELEVADO POTENCIAL INVASOR DE <i>ACACIA</i> SPP. ADAPTADO DE MARCHANTE (2001).	7
FIGURA 2 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	12
FIGURA 3 - DIAGRAMA OMBROMÉTRICO DAS NORMAIS CLIMATOLÓGICAS PARA A ESTAÇÃO METEOROLÓGICA DE LISBOA, NO PERÍODO DE 1981 A 2010. ESTÃO REPRESENTADAS A TEMPERATURA MÉDIA MENSAL (LINHA TRACEJADA) E A PRECIPITAÇÃO MÉDIA MENSAL (LINHA CONTÍNUA). FONTE: INSTITUTO PORTUGUÊS DO MAR E DA ATMOSFERA.....	13
FIGURA 4 - IMAGEM AÉREA DA ÁREA DE ESTUDO, COM O BRILHO E O CONTRASTE AUMENTADOS EM 40%, SENDO POSSÍVEL DISTINGUIR AS ACÁCIAS EM FLOR (A AMARELO) DA RESTANTE VEGETAÇÃO. ESTÃO MARCADAS AS ZONAS DE DIFERENTES GRAUS DE INVASÃO UTILIZADAS NESTE ESTUDO, ZONA 1 (1), ZONA 2 (2) E ZONA 3 (3), E TAMBÉM A ÁREA ONDE FORAM APLICADOS OS TRATAMENTOS DE <i>GIRDLING</i> (G).	15
FIGURA 5 - DIAGRAMA DO DESENHO EXPERIMENTAL UTILIZADO PARA CARATERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DA REGENERAÇÃO DE <i>ACACIA</i> SPP. NA ÁREA DE ESTUDO, COM INDICAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DAS PARCELAS E SUBPARCELAS E LOCALIZAÇÃO DOS CORES PARA AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DE ACÁCIA... ERROR! BOOKMARK NOT DEFINED.	
FIGURA 6 - ASPETO DOS INDIVÍDUOS DE <i>ACACIA SALIGNA</i> APÓS CADA TRATAMENTO DE CONTROLO. A - <i>GIRDLING</i> COM 1 CM DE LARGURA, B - CORTE NA BASE DO TRONCO, C- <i>GIRDLING</i> COM 10 CM DE LARGURA, D - DESCASQUE; E - CORTE NA BASE DO TRONCO E COBERTURA COM PLÁSTICO NEGRO, F – CORTE ABAIXO DA COPA.	18
FIGURA 7 - ASPETO GERAL DAS ZONAS DE ESTUDO. A – ZONA 1, B – ZONA 2, C – ZONA 3, D – LOCAL ONDE FOI EFETUADO O <i>GIRDLING</i>	21
FIGURA 8 - DENDROGRAMA DA ANÁLISE CLASSIFICATIVA HIERÁRQUICA PELO MÉTODO DE UPGA, COM BASE NO COEFICIENTE DE DESACORDO ENTRE AS ESPÉCIES IDENTIFICADAS NAS PARCELAS MARGINAL (M) E CENTRAL (C) DAS ZONAS 1 (Z1), 2 (Z2) E 3 (Z3).	24
FIGURA 9 - (A) Nº TOTAL DE JUVENIS PRESENTES NAS PARCELAS MARGINAL (M) E CENTRAL (C) DAS 3 ZONAS EM ESTUDO. (B) Nº TOTAL DE PLÂNTULAS E REBENTOS EM CADA UMA DAS 3 ZONAS EM ESTUDO.....	26
FIGURA 10 - ASPETO GERAL DA SUPERFÍCIE DO SOLO DA ZONA 1 (A), DA ZONA 2 (B E C) E DA ZONA 3 (D).	27
FIGURA 11 - VALOR MÉDIO E DESVIO-PADRÃO DO Nº DE SEMENTES/M ² PRESENTES NO BANCO DO SOLO NAS PARCELAS DA MARGEM E CENTRO DAS 3 ZONAS DE ESTUDO (N=16).	28
FIGURA 12 – GRÁFICO COMPARATIVO DA PERCENTAGEM DE INDIVÍDUOS SEM REBENTOS VIVOS AQUANDO DA ÚLTIMA MONITORIZAÇÃO (5 MESES – “_5” E 12 MESES – “_12”) DE CADA UM DOS TRATAMENTOS (D – DESCASQUE; G10 – <i>GIRDLING</i> DE 10 CM DE LARGURA; Cp – CORTE NA BASE E COBERTURA COM PLÁSTICO PRETO; Ca – CORTE ABAIXO DA COPA; G1 – <i>GIRDLING</i> DE 1 CM DE LARGURA; Cb – CORTE NA BASE E Gv – <i>GIRDLING</i> NO VERÃO).	30
FIGURA 13 - GRÁFICOS DE CAIXA E BIGODES COMPARATIVOS DA MÉDIA DO NÚMERO DE REBENTOS POR INDIVÍDUO PARA OS TRATAMENTOS DE CORTE ABAIXO DA COPA (Ca); CORTE NA BASE (Cb); CORTE NA BASE E COBERTURA COM PLÁSTICO PRETO (Cp); <i>GIRDLING</i> COM 1 CM DE LARGURA (G1) E <i>GIRDLING</i> COM 10 CM DE LARGURA (G10), NA PRIMEIRA E NA ÚLTIMA MONITORIZAÇÃO E DOS TRATAMENTOS Ca, Cb, Cp, G1 E G10 EM CONJUNTO.....	32
FIGURA 14 - RELAÇÃO ENTRE O DIÂMETRO DOS TRONCOS NA BASE (DB) DOS INDIVÍDUOS DE ACÁCIA E O NÚMERO DE REBENTOS 12 MESES APÓS CADA UM DOS TRATAMENTOS (Cb – CORTE NA BASE; Cp – CORTE NA BASE E COBERTURA COM PLÁSTICO PRETO; Ca – CORTE ABAIXO DA COPA; G1 – <i>GIRDLING</i> DE 1 CM DE LARGURA; G10 – <i>GIRDLING</i> DE 10 CM DE LARGURA).	33
FIGURA 15 - ESQUEMA DA DINÂMICA DAS SEMENTES DE ACÁCIA. AS SETAS REPRESENTAM O MOVIMENTO DAS SEMENTES. ADAPTADO DE (HARPER, 1977 IN RICHARDSON & KLUGE, 2008).	38
FIGURA 16 – DIFERENTES SEMENTES DE <i>ACACIA</i> SPP. AMOSTRADAS NO BANCO DE SEMENTES DE SOLO (CORES).....	39
FIGURA 17 – ASPETO DE ALGUNS INDIVÍDUOS SUJEITOS AOS TRATAMENTOS DE <i>GIRDLING</i> (A, B, C, D, E, F), CORTE NA BASE (G), CORTE ABAIXO DOS RAMOS (H, I, J, K) E CORTE E COBERTURA COM PLÁSTICO NEGRO (L, M, N), APÓS 12 MESES.	41

Índice de Tabelas

TABELA 1 - LISTAGEM DAS ESPÉCIES IDENTIFICADAS EM CADA ZONA, EVIDENCIANDO-SE AS ESPÉCIES EXÓTICAS (*).	22
TABELA 2 - CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO DAS 3 ZONAS DE ESTUDO. M – PARCELA MARGINAL; C – PARCELA CENTRAL; NE – Nº ESPÉCIES; N° – Nº ÁRVORES; D – DIÂMETRO MÉDIO; N°/HA – Nº ÁRVORES POR HECTARE; AB – ÁREA BASAL MÉDIA; AB- ÁREA BASAL POR HECTARE.	23
TABELA 3 - LISTAGEM DAS ESPÉCIES EXÓTICAS IDENTIFICADAS NA ÁREA DE ESTUDO. PARA CADA ESPÉCIE É REFERIDO O SEU ESTATUTO EM PORTUGAL, A SUA ABUNDÂNCIA E A ORIGEM MAIS PROVÁVEL NA ÁREA DE ESTUDO. A – ABUNDANTE; C- COMUM; R – RARO; P- PONTUAL; PROP – PROPAGAÇÃO; INTRO – INTRODUZIDO; ND – DESCONHECIDO. AS ESPÉCIES CONSIDERADAS INVASORAS SÃO AS IDENTIFICADAS POR MARCHANTE <i>ET AL.</i> (2014). (*) ESPÉCIE IDENTIFICADA FORA DOS LIMITES DA ÁREA DE ESTUDO MAS EM CONTACTO COM O INTERIOR. (**) CLASSIFICAÇÃO PROVÁVEL.	25
TABELA 4 - TABELA RESUMO DOS RESULTADOS OBTIDOS NA COMPARAÇÃO DE TRATAMENTOS DE CONTROLO DE ACÁCIA. PARA CADA UM DOS TRATAMENTOS (CA – CORTE ABAIXO DA COPA; Cb – CORTE NA BASE; Cp – CORTE NA BASE E COBERTURA; G1 – <i>GIRDLING</i> COM 1 CM DE LARGURA; G10 – <i>GIRDLING</i> COM 10 CM DE LARGURA; GV – <i>GIRDLING</i> NO VERÃO E D – DESCASQUE), E RESPECTIVAS MONITORIZAÇÕES (3 MESES; 5 MESES E 12 MESES) APRESENTAM-SE A MÉDIA ± DESVIO-PADRÃO DOS DIÂMETROS NA BASE, NÚMERO DE REBENTOS DA AMOSTRA, NÚMERO DE REBENTOS DOS INDIVÍDUOS COM REBENTAÇÃO. APRESENTA-SE TAMBÉM A PERCENTAGEM DE INDIVÍDUOS SEM REBENTOS E A MORTALIDADE - % DE INDIVÍDUOS SEM REBENTAÇÃO E/OU FILÓDIOS NA COPA AQUANDO DA ÚLTIMA MONITORIZAÇÃO.	29
TABELA 5 - RESULTADOS DA COMPARAÇÃO DO NÚMERO DE REBENTOS EM CADA TRATAMENTO NA PRIMEIRA E NA ÚLTIMA MONITORIZAÇÃO EFETUADA APÓS A APLICAÇÃO DO TRATAMENTO (3 E 12 MESES EM Cb, Cp, CA, G1 E G10; 3 E 5 MESES EM D) E DA COMPARAÇÃO CONJUNTA DOS RESULTADOS OBTIDOS NAS MONITORIZAÇÕES EFETUADAS APÓS 3 E 12 MESES DA APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS (EXCLUÍDO-SE OS VALORES DE D).	31

Agradecimentos

Em primeiro lugar, por serem de facto os mais importantes, aos meus familiares, porque sem eles não tinha chegado aqui e não era quem sou hoje. Em particular à minha mãe, que passou o ano a criticar-me por passar o dia em casa sem fazer nada.

À minha Rutinha, por TODO o apoio, em casa e no campo, por me aturar durante mais de um ano a falar de acácias e a praguejar esta tese e por não me deixar desistir.

À Prof. Doutora Otília Gato, por ter aceitado ser minha orientadora (duas vezes) e por todas as críticas construtivas.

À Prof. Doutora Hélia Marchante, por partilhar os seus enormes conhecimentos comigo e por esclarecer todas as minhas dúvidas sobre acácias e não só.

Aos meus colegas, pelos ótimos anos que passámos juntos, e em particular ao Miguel Lopes, pelo apoio no trabalho de campo, à Ana Lopes, pelo livro das invasoras, e ao Pedro Patto, pelas férias em Nogueira e em Castro Verde e por me obrigar a trabalhar.

Ao pessoal do PNEC, José Pereira, por TUDO o que fez para que este trabalho se pudesse concretizar e pelo apoio no campo, e Paulo Guerreiro, pela ajuda no abate das acácias. Também ao Daniel Duarte, pelas informações sobre as intervenções no parque; e ao José Bonito, pela discussão sobre espécies exóticas.

Ao Escoteiro Chefe Nacional da AEP, José Araújo, por me ter autorizado a fazer este trabalho no PNEC.

À professora Filomena Magalhães, pelo apoio precioso na estatística, por todo o incentivo e pela simpatia e preocupação que sempre demonstrou por todos nós.

À CMA, principalmente à Patrícia Silva, por toda a disponibilidade e por me ter facultado todos os documentos que precisei.

Ao professor Francisco Fonseca, por me encaminhar na direção certa.

À NOVA IMS, que sem saber me “emprestou” os seus recursos para escrever esta dissertação.

“Try and leave this world a little better than you found it”

Lord Robert Stephenson Smyth Baden-Powell

Fundador do escotismo

Resumo

Atualmente, a invasão por plantas exóticas representa um problema ambiental à escala global. Em Portugal existem muitas espécies vegetais exóticas, entre as quais 14 espécies do género *Acacia*, conhecidas por causar impactes negativos nos ecossistemas, sendo consideradas como das piores invasoras a nível global. A área de estudo, o Parque Nacional de Escotismo da Caparica, é um local altamente invadido por espécies de acácias, assim como por outras espécies exóticas, apresentando-se num estado ecológico altamente degradado. O principal objetivo deste trabalho foi a criação de um conjunto de medidas para gestão destas espécies, atualmente inexistente. Foi feita a caracterização dos ecossistemas em três zonas com diferente grau de invasão e identificadas todas as espécies exóticas existentes na área de estudo. Foi avaliada a capacidade de regeneração das populações de acácias existentes e testados diferentes tratamentos de controlo na espécie mais abundante – *Acacia saligna* (Labill.) H.L. Wendl. Identificaram-se 26 espécies exóticas na área de estudo, 14 das quais invasoras. As comunidades apresentaram uma elevada percentagem de espécies herbáceas ruderais e observou-se uma clara ausência de vegetação nativa, especialmente arbustiva, evidência do estado degradado do local. A população de *Acacia* spp. da área de estudo revelou estar claramente naturalizada. A avaliação da sua regeneração revelou dados inesperados, com um banco de sementes elevado mas muito variável em toda a área, e no entanto observando-se um baixo número de plântulas. Os indivíduos parecem apenas apresentar rebentação quando sujeitos a algum tipo de perturbação. Nenhum dos tratamentos aplicados a *A. saligna* foi totalmente eficaz no controlo da regeneração por rebentação, tendo o descasque aplicado no verão sido o tratamento com melhores resultados. Por fim apresentam-se medidas de gestão das espécies exóticas invasoras existentes, definindo-se as áreas prioritárias, as metodologias de controlo ou gestão mais adequadas e alguns fatores importantes a considerar aquando da gestão.

Palavras-chave: *Acacia* spp.; invasão biológica; espécies exóticas; medidas de gestão; regeneração.

Abstract

Nowadays, invasion by exotic plant species represents an environmental problem worldwide. In Portugal there are various exotic plant species, fourteen of which belong to the *Acacia* genus, known to cause negative impacts on ecosystems and currently considered one of the worst invasive plants in the world. The study site, the Caparica Scouting National Park is highly invaded by acacia and other exotic species, presenting a heavily degraded ecologic state. The main goal of this study was to suggest some measures for the management of this site, as currently they're unexistent. Ecosystem characterization was performed in 3 selected zones with different invasion degrees and all the exotic species present in the study site were identified. The ability to regenerate of existing populations of acacia was evaluated and different control treatments were tested on the most abundant acacia species – *Acacia saligna* (Labill.) H.L. Wendl. Overall, 26 exotic species were identified in the study site, 14 of which are classified as invasive. A large amount of ruderal herbs was observed, along with a clear absence of native vegetation, especially bushes, which confirmed the highly degraded state of the site. The acacia population was shown to be naturalized. Acacia regeneration, however, returned unexpected data, since the seed bank was very variable, but tendentially high, and yet seedling quantification results were extremely low. Subjects seemed to only produce sprouts when subjected to some form of disturbance. No *A. saligna* treatment was totally effective in controlling resprouting, however debarking in the summer presented the best results. Finally, invasive exotic species management strategies are presented, pinpointing priorities, suitable control methods and other important aspects to consider.

Keywords: *Acacia* spp.; biologic invasion; exotic species; management strategies; regeneration.

Introdução

As espécies exóticas invasoras são espécies que se instalam numa região fora da sua distribuição geográfica natural, reproduzindo-se e aumentando a sua população (*i.e.* naturalizando-se) nesse local sem intervenção humana direta (Marchante *et al.*, 2005b). Atualmente, a invasão por espécies exóticas representa uma das principais ameaças à biodiversidade à escala mundial (Marchante, *et al.*, 2005a), podendo causar alterações significativas ao nível dos serviços dos ecossistemas, biodiversidade e até da saúde pública (Blossey, 1999). Os impactes específicos de uma invasão biológica variam consoante as características da espécie invasora e do ecossistema invadido (Le Maitre, *et al.*, 2011).

Ao nível dos ecossistemas, as espécies exóticas são responsáveis pela alteração dos ciclos de fogos, ciclos biogeoquímicos, processos geomorfológicos e ciclos hidrológicos (Blossey, 1999). Estas alterações podem facilitar a invasão por outras espécies exóticas, o que diminui as hipóteses de sobrevivência das espécies nativas existentes (Marchante, 2001). As invasões por espécies exóticas podem ainda acarretar impactos socioeconómicos, decorrentes da alteração dos serviços dos ecossistemas, mesmo quando o objetivo da sua introdução é beneficiar a economia local (Naylor, *et al.*, 2000). Ao nível da biodiversidade as espécies invasoras podem contribuir para a inibição do recrutamento e reprodução de espécies nativas (Blossey, 1999), podendo também hibridar, predar, parasitar ou competir diretamente com essas espécies e atuar como vetores de novas doenças, reduzindo a sua diversidade e riqueza, ameaçando a sua sobrevivência e alterando os ecossistemas, por uniformização dos mesmos (Marchante, 2001; DAISIE, 2008; Fernandes, 2012).

A Europa engloba um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade, a Bacia do Mediterrâneo, local onde se concentra uma grande diversidade de espécies endémicas e que, por essa razão, se torna uma área prioritária para a conservação da biodiversidade (Myers, *et al.*, 2000). Uma das principais ameaças a este ecossistema, além dos efeitos diretos da ocupação humana, como o crescimento populacional e a destruição de habitats, é a invasão por espécies exóticas (Underwood, *et al.*, 2009). Num ecossistema em que as espécies evoluíram adaptando-se a perturbações frequentes por fogos florestais (Keeley, *et al.*, 2012), a alteração dos regimes destas perturbações pode favorecer as espécies exóticas em detrimento de espécies nativas (Keeley & Brennan, 2012). Ainda assim, na Europa existe um elevado número de espécies exóticas pertencentes a diferentes tipos funcionais (Hulme, *et al.*, 2009). De acordo com a base de dados DAISIE, existem atualmente cerca de 12122 espécies exóticas em toda a Europa, 30% das quais têm impactos na biodiversidade ou economia (DAISIE, 2008). Ainda assim, registos de 2009 apontavam para apenas 34

espécies erradicadas com sucesso do território europeu, maioritariamente espécies de vertebrados (Genovesi, 2005).

A perda de biodiversidade na União Europeia (UE) é vista como um problema grave e de grande importância para a população. Num inquérito de 2010, 84% dos europeus qualificava este problema como “relativamente sério” ou “muito sério” no seu país, 85% na Europa e 93% a nível mundial (Gallup Organisation, 2010). De forma a dar resposta à grande quantidade de espécies exóticas existentes atualmente na Europa e proteger a biodiversidade nativa, foram implementadas ferramentas ao nível da UE e criadas convenções a nível global para proteção dos ecossistemas nativos e da sua biodiversidade natural, nomeadamente a Convenção sobre a Diversidade Biológica (CBD), a Convenção de Bona e a Convenção de Berna. De acordo com a primeira, cada parte contratante deverá, tanto quanto possível, “prevenir a introdução de, controlar ou erradicar as espécies exóticas que ameaçam ecossistemas, habitats ou espécies” (United Nations, 1992). Em Novembro de 2014 surgiu nova regulamentação para impedir, minimizar e atenuar os impactos adversos na biodiversidade da introdução e propagação, de forma intencional e não intencional, de espécies exóticas invasoras na UE, tendo entrado em vigor no início de 2015 (Parlamento Europeu, 2014).

A invasão por espécies vegetais exóticas apresenta problemas mais graves do que por espécies de animais, uma vez que os efeitos destas invasões se podem sentir mesmo após a erradicação das espécies dos locais invadidos (Elgersma, *et al.*, 2011). Em Portugal, a quantidade de espécies exóticas da flora é tão alta que eleva o número total de espécies de plantas vasculares no país em cerca de 25% (Almeida & Freitas, 2012). Atualmente, das cerca de 3320 espécies e subespécies que constituem a flora do território nacional, 667 são espécies exóticas, das quais 103 foram identificadas recentemente, num período de apenas 6 anos (Almeida & Freitas, 2006; Almeida & Freitas, 2012).

O controlo das invasões biológicas surgiu bastante tarde na legislação nacional. Em 1987, a Lei de Bases do Ambiente, no seu artigo 15º, nº 6, preconizava a elaboração de legislação adequada à introdução de exemplares exóticos da flora e, no seu artigo 16º, nº 3, a adoção de medidas de controlo efetivo, severamente restritivas, no âmbito da introdução de qualquer espécie de animal selvagem, aquática ou terrestre (LBA, 1987). No entanto, o primeiro decreto-lei específico para controlo da introdução e dispersão de espécies exóticas a nível nacional surgiu apenas em 1999 – o DL 565/99 –, abrangendo somente algumas espécies, nomeadamente aquelas cujos impactos sobre os ecossistemas naturais eram conhecidos (espécies consideradas invasoras), sendo as restantes consideradas espécies nativas (Ministério do Ambiente, 1999). Este Decreto-Lei surge para atender às obrigações assumidas por Portugal na Convenção de Berna, Convenção de Bona e CBD, vindo interditar a introdução intencional de espécies exóticas na Natureza, definir medidas relativas à exploração de espécies exóticas em

locais confinados e práticas a cumprir para evitar introduções acidentais. O mesmo decreto prevê ainda que as espécies exóticas invasoras já introduzidas na Natureza sejam objeto de um plano nacional com vista ao seu controlo ou erradicação (Ministério do Ambiente, 1999).

O género *Acacia* é um género da família *Mimosaceae*, constituído por cerca de 1380 espécies, a maioria de origem australiana, mas também com algumas espécies nativas da América, África e Ásia (ANBG, 2011). As acácias apresentam grande diversidade de formas de crescimento, longevidade, formas de adaptação e outros aspetos morfológicos, biológicos e ecológicos, encontrando-se adaptadas a vários tipos de solos e climas (Maslin & McDonald, 2004). Este género é constituído por pequenas árvores de crescimento rápido (Moore, 2002; Marchante, *et al.*, 2003), de flores tipicamente amarelas, organizadas em inflorescências globulares ou cilíndricas (ANBG, 2011). Estas flores dão origem a grandes quantidades de vagens normalmente castanhas nas quais estão contidas as sementes (Moore, 2002). As folhas encontram-se divididas em folíolos nos estados juvenis, no entanto, a maioria das espécies perde estas folhas com o tempo, desenvolvendo filódios, estruturas que resultam de uma modificação dos pecíolos e que funcionam como folhas (ANBG, 2011).

As acácias propagam-se tipicamente por sementes, de casca muito dura, que formam bancos persistentes no solo e possuem grande capacidade de dispersão por zoocoria (Marchante, *et al.*, 2005b; Marchante, *et al.*, 2010). Estas sementes podem em muitos casos germinar estimuladas pelo fogo (Marchante, *et al.*, 2003). Nalgumas espécies de *Acacia*, as plantas podem também propagar-se por rebentação de touça ou raiz (ANBG, 2011). As acácias têm a capacidade de aumentar a fertilidade do solo através da fixação de azoto atmosférico e enriquecimento do solo sob a forma de folhada rica nesse nutriente (Maslin & McDonald, 2004). Nas áreas que invadem, fora da sua distribuição geográfica nativa, não se conhecem inimigos naturais. (Callaway & Aschehoug, 2000 *in* Marchante, *et al.*, 2003).

As primeiras acácias de origem australiana introduzidas na Europa foram plantadas durante o séc. XIX, num período em que a cultura de plantas exóticas era celebrada por se considerar que a Austrália era “a terra prometida da jardinagem e silvicultura europeia” (Goeze, 1871 *in* Fernandes, 2012). A plantação terá começado em Portugal, Espanha, França e Itália, pelo interesse ornamental e económico destas plantas (Kull, *et al.*, 2011). Em Portugal, o primeiro registo remonta a 1850, na Quinta do Lumiar, em Lisboa (Fernandes, 2012). Desde o fim do séc. XIX até à primeira metade do séc. XX, algumas espécies de acácia (*A. dealbata* Link, *A. melanoxylon* R. Br., *A. pycnantha* Bentham e *A. saligna*) foram distribuídas pelo país por entidades públicas e privadas, como forma de fornecer madeira para a economia em crescimento e arborizar terrenos públicos (Marchante, *et al.*, 2003). Em zonas montanhosas, como a atualmente protegida Serra do Gerês, desde 1897-98 até 1914 foram plantados cerca

de 18000 pés de *Acacia melanoxylon* e mais de 1200 de *Acacia dealbata* (Sousa, 1926 in Fernandes, 2012). Também a Administração Geral das Matas introduziu várias acácias no Litoral Norte e Centro do país, entre 1897 e o princípio da década de 1940, numa campanha que visava a consolidação das dunas de areia, prevenção da erosão e proteção das plantações extensivas de *Pinus pinaster* (Marchante, et al., 2003). Durante o século XX, 13 espécies de acácias foram introduzidas em Portugal (Castroviejo, et al., 1999 in Marchante, et al., 2003). Das quais três (*A. longifolia* (Andrews) Willd., *A. melanoxylon* e *A. saligna*) foram utilizadas para estabilizar dunas em ecossistemas costeiros (Rei, 1924 in Marchante, et al., 2003; Neto, 1993 in Marchante, et al., 2003). Em 1920, a plantação de acácias era incentivada por especialistas, motivada pelo seu rápido crescimento, capacidade de crescer em solos pobres, potencial para criar biomassa e capacidade de fixar azoto atmosférico, que permitia enriquecer e rentabilizar esses mesmos solos (Lima, 1920). As acácias eram plantadas em povoamentos de eucalipto, intercaladas com estes, de forma a produzirem madeira nos primeiros tempos, aproveitando assim os terrenos pobres dos espaços que os eucaliptos não cobriam, aspeto patente na frase transcrita da Livraria do Lavrador (Lima, 1920) “*Pelos residuos de matéria organica que n'essas terras deixam, as Acacias são o baptismo milagroso pelo qual a esterilidade se converte á cultura.*”.

Posteriormente, considerando-se os efeitos indesejáveis de eucaliptos e acácias em terrenos cultivados e nascentes naturais, assim como em muros e prédios urbanos, foram estes objeto de legislação restritiva, promulgada em 1937, e que ressalvava o cultivo de *A. dealbata* em terrenos nos quais fosse a melhor opção de aproveitamento do terreno (Ministério da Agricultura, 1937). Ainda assim na década de 1970, promovida pela Região de Turismo do Alto Minho, surge uma celebração designada Festa da Mimosa, celebração popular das acácias da região (*A. dealbata*), interrompida entretanto em 1988 (Fernandes, 2012).

Em finais do séc. XX e início do séc. XXI, o discurso desfavorável à presença de acácias em Portugal intensificou-se, baseado em riscos ecológicos observados ou supostos e preocupações com a conservação de espaços naturais legalmente protegidos, espaços produtivos ou de interesse cultural, contrastando com o discurso de “celebração” dessas espécies, predominante durante o séc. XIX e as primeiras décadas do séc. XX. Face a esta problemática surge no Parque Nacional da Peneda-Gerês, um projeto *Life* Natureza para controlo da invasão de *A. dealbata*, entre 2000 e 2003, que no entanto não atingiu os objetivos pretendidos, devido ao estado avançado da invasão da área (Fernandes, 2008 in Fernandes, 2012). Ainda assim, persiste alguma perceção popular favorável ao efeito estético e utilitário destas espécies, com celebrações festivas como as das décadas de 1970 e 1980 (Kull, et al., 2011; Fernandes, 2012).

No passado, as comunidades utilizavam esporadicamente acácias para madeira, cestaria, lenha ou aparas de casca (Kull, *et al.*, 2011). Atualmente, a maioria das espécies encontra-se sujeita a legislação com o objetivo de controlar esta invasora e proibir a sua utilização ou plantação. Persistem apenas algumas utilizações marginais a pequena escala, com interesse no uso para lenha ou para a indústria da biomassa vegetal (Kull, *et al.*, 2011). Para algumas populações mais pobres, as acácias fornecem lenha que de outra forma não poderiam adquirir, madeira para construção e mobiliário e dão fertilidade a solos inférteis (Kull, *et al.*, 2011).

Atualmente, Almeida & Freitas (2012) indicam a existência de pelo menos 14 espécies do género *Acacia* em Portugal Continental, apontadas como invasoras, potencialmente invasoras ou mais ou menos naturalizadas (*Acacia mearnsii* De Willd., *Acacia dealbata*, *Acacia baileyana* F. Muell., *Acacia cultriformis* A. Cunn. ex G. Don, *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don fil., *Acacia verticillata* (L' Hér.) Willd., *Acacia saligna*, *Acacia retinodes* Schlecht., *Acacia sophorae* (Labill.) R. Br., *Acacia pycnantha* Benth., *Acacia melanoxyton*, *Acacia longifolia*, *Acacia karroo* Hayne e *Acacia decurrens* (J. C. Wendl.) Willd.). Destas, apenas uma não é de origem australiana, o espinheiro-karoo (*Acacia karroo*), de origem sul-africana (Almeida & Freitas, 2012). O estudo efetuado por Almeida & Freitas (2002) demonstrou que todas as espécies de *Acacia* existentes no nosso país se naturalizaram durante a segunda metade do séc. XX, época em que surgiram igualmente discursos contra a plantação de acácias. Atualmente, o género *Acacia* é considerado um dos géneros mais agressivos em termos de capacidade de invasão da flora portuguesa (Marchante, *et al.*, 2005a).

A distribuição geográfica das espécies de acácia em Portugal Continental é variada. À exceção de *A. cultriformis*, todas as restantes espécies do género podem ser encontradas em regiões do litoral (NaturData, 2009; Marchante, *et al.*, 2014). Sistemas dunares costeiros, arribas ou zonas de transição, como pinhais, são os ecossistemas mais invadidos por *A. karroo*, *A. longifolia*, *A. sophorae*, *A. retinodes*, *A. saligna*, *A. melanoxyton* (Marchante, 2001) e *A. cyclops* (Marchante, *et al.*, 2014). De Norte a Sul do país, tanto no litoral como no interior, podem encontrar-se algumas das espécies mais agressivas e prolíficas, como *A. dealbata* e *A. melanoxyton*, e também *A. mearnsii* (Marchante, *et al.*, 2003). Nas margens de vias de comunicação, tipicamente podem ser observadas *A. dealbata*, *A. pycnantha*, *A. saligna*, *A. mearnsii*, *A. melanoxyton* e *A. retinodes* (Marchante, *et al.*, 2014).

Devido às suas características, as espécies de *Acacia* causam vários impactos negativos nos ecossistemas que invadem. Em ecossistemas dunares nativos, de estrutura aberta, cobertura baixa e quase sem árvores, a presença de acácias, de um tipo fisionómico diferente das espécies nativas, converte-os em sistemas altamente modificados, compostos por acaciais densos quase monoespecíficos (Marchante, 2001; Marchante, *et al.*, 2003; Marchante, 2011). Os matagais de ecossistemas mediterrânicos normalmente não têm espécies arbóreas e por isso a presença de árvores invasoras

pode causar o aumento da densidade do copado, causando ensombramento das espécies nativas, o que leva a um declínio na sua diversidade e inibição da sua regeneração (Gaertner, *et al.*, 2009; Rascher, *et al.*, 2009).

Por serem fixadoras de azoto, as acácias possuem folhada muito rica nesse nutriente, e uma vez naturalizadas, produzem grandes quantidades de folhada, que por sua vez aumenta a disponibilidade de azoto e outros nutrientes como resultado da sua decomposição (Yelenick, *et al.*, 2004). Segundo Yelenick *et al.* (2004), *Acacia* spp. provoca um aumento da concentração de fósforo no solo, ainda que a sua folhada contenha menos fósforo que a folhada de espécies nativas, devido à quantidade muito superior que produz. Estas alterações causadas ao nível do solo levam a uma alteração da estrutura e dinâmica da comunidade, originando povoamentos densos de *Acacia* spp. com grande capacidade de regeneração após qualquer evento de perturbação, como o fogo (Milton & Hall, 1981 *in* Yelenick, *et al.*, 2004). Invasões de longa duração podem causar alterações no ciclo do azoto em regiões com solos pobres (*e.g.* sistemas dunares), causando o desaparecimento das espécies nativas e favorecendo o desenvolvimento de espécies herbáceas (Yelenick, *et al.*, 2004).

Outra característica das acácias que contribui para os impactos nos sistemas invadidos é a elevada produção de sementes que se podem manter viáveis no solo durante vários anos formando um banco de sementes (Milton & Hall, 1981 *in* Yelenick, *et al.*, 2004). Estas sementes podem germinar quando estimuladas pelo fogo, possuindo as plântulas vantagem competitiva relativamente a espécies nativas (Fig. 1) (Le Maitre, *et al.*, 2011). Quanto mais tempo durar a invasão, mais relevantes serão os impactos causados (diminuição da cobertura vegetal, diversidade inicial e riqueza específica total, menor número de espécies nativas e espécies com características alteradas) e maior o potencial de reinvasão por germinação das sementes de *Acacia* (Marchante, 2011). A combinação de todas estas características cria uma cadeia de alterações estruturais que dificulta a recuperação natural do ecossistema e aumenta o grau de invasão progressivamente (Fig. 1).

As espécies do género *Acacia* têm assim impactos nos ecossistemas a três níveis: a nível biótico, abiótico e ao nível da estrutura e funções dos ecossistemas, induzindo alterações simultâneas nas comunidades superficiais e do subsolo, nos microclimas, nos regimes de humidade do solo e nos níveis de nutrientes no solo (Yelenick, *et al.*, 2004; Werner, *et al.*, 2010; Le Maitre, *et al.*, 2011; Marchante, *et al.*, 2014).

De modo a evitar a necessidade de aplicação de medidas para a gestão das espécies exóticas invasoras, é importante criar medidas preventivas para evitar a introdução de novas espécies ou a dispersão das existentes, salientando-se a importância da criação de legislação específica (Marchante, *et al.*, 2005b).

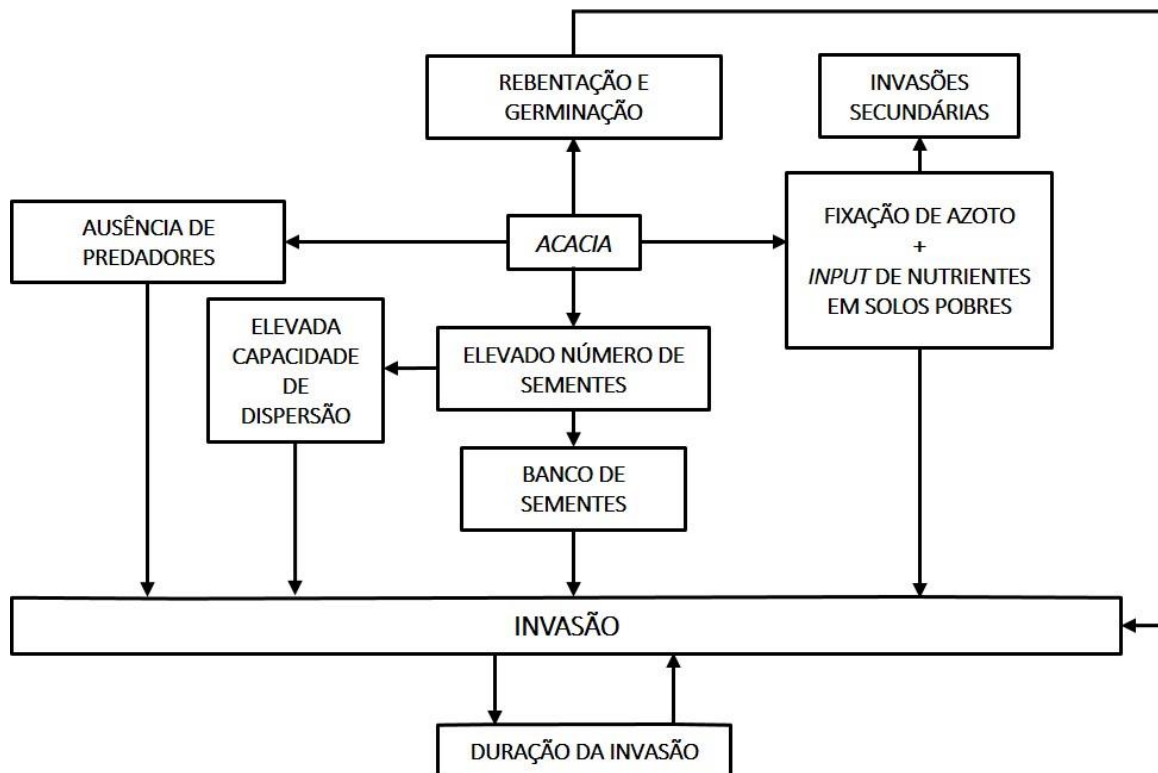


Figura 1 - Características e fatores que promovem o elevado potencial invasor de *Acacia* spp. Adaptado de Marchante (2001).

O uso de acácias surge interdito na legislação nacional desde 1999, pelo Decreto-Lei 565/99 de 21 de Dezembro, que veio proibir o cultivo, utilização como planta ornamental, cedência, compra, venda, oferta de venda, transporte e utilização em repovoamentos das espécies que surgem listadas no documento como invasoras, como forma de prevenir a possibilidade de introdução ou de repovoamento através de evadidos (Ministério do Ambiente, 1999). No Anexo I deste documento, que inclui a listagem das espécies exóticas introduzidas em Portugal Continental, surgem apenas 12 espécies do género *Acacia* – *A. karroo*, *A. dealbata*, *A. melanoxylon*, *A. mearnsii*, *A. longifolia*, *A. cyclops*, *A. pycnantha*, *A. cyanophylla* (atualmente *A. saligna*), *A. retinodes*, *A. decurrens*, *A. farnesiana* e *A. molissima* (também chamada *A. mearnsii*), das quais apenas *A. molissima*, *A. cyclops*, *A. decurrens* e *A. farnesiana* não são consideradas invasoras, estando esta última, no entanto, identificada como tendo risco ecológico conhecido (Ministério do Ambiente, 1999). A aplicação e cumprimento deste documento salientam assim a necessidade de prevenir a entrada de novas espécies com potencial invasor no país através da formação de técnicos especializados e da educação e sensibilização ambiental da população (Marchante, *et al.*, 2005a).

A gestão/controlo da invasão de *Acacia* é um processo demorado, trabalhoso e dispendioso, no qual uma resposta antecipada, rápida e direcionada é de grande importância (Moore, 2002; Rejmánek & Pitcairn, 2002; IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, 2010; Marchante, *et al.*, 2010). Para a maioria das espécies de *Acacia* spp., o simples abate da árvore não é suficiente (Le Maitre, *et al.*, 2011), dada a

capacidade destas de rebentar da touça ou da raiz (ANBG, 2011), ainda que Campos *et al.* (2002) tenham obtido uma mortalidade superior a 75 (± 15) % em *A. longifolia* com o simples corte do tronco. Na vasta literatura referente ao controlo deste género surgem bons resultados nalgumas técnicas mecânicas ou combinadas com outros métodos, como o corte e descasque (MacDonald & Wissel, 1992 *in* IUCN SSC *Invasive Species Specialist Group*, 2010), corte e cobertura com plástico negro (Moore, 2002) ou a combinação do corte com a aplicação de fitocidas, o mais sugerido para controlo eficaz da maioria das espécies de *Acacia* (MacDonald & Wissel, 1992 *in* IUCN SSC *Invasive Species Specialist Group*, 2010; Campos, *et al.*, 2002; Moore, 2002). Outros métodos mecânicos que não envolvem o corte direto da árvore são o descasque, com eficácia comprovada em *A. dealbata*, ou o *girdling*¹, técnicas muito seletivas e baratas, mas que envolvem muita mão-de-obra e levam muito tempo a eliminar os indivíduos (Marchante, *et al.*, 2005b). As técnicas químicas incluem a aplicação de fitocidas, variando apenas o modo de aplicação, entre a pulverização foliar, pincelamento no tronco ou "injeção" na planta (MacDonald & Wissel, 1992 *in* IUCN SSC *Invasive Species Specialist Group*, 2010; Campos, *et al.*, 2002; Marchante, *et al.*, 2005b).

Após controlo/eliminação dos indivíduos adultos, é necessário lidar com o enorme banco de sementes criado por *Acacia*. Na maioria dos casos, após remoção dos indivíduos adultos, haverá abertura do coberto, que facilitará a germinação das sementes (Campos, *et al.*, 2002). As plântulas resultantes podem facilmente ser arrancadas do solo manualmente quando jovens (Moore, 2002), no entanto, esta técnica exige um acompanhamento contínuo e regular do local da intervenção. Outras técnicas que podem ser utilizadas para controlo da germinação do banco de sementes são a aplicação de fitocidas sobre as plântulas jovens ou a solarização, que consiste na cobertura do solo com um plástico, de forma a aumentar a temperatura no seu interior e destruir as sementes e rebentos nele presentes ou facilitar a germinação (Tu, *et al.*, 2001; Cohen, *et al.*, 2008). Este método é eficiente para reduzir a viabilidade do banco de sementes quando aplicado em solos húmidos, em caso contrário, facilita a germinação das sementes, que têm de ser removidas posteriormente (Tu, *et al.*, 2001). Esta técnica foi testada por Cohen *et al.* (2008) em *Acacia saligna*, obtendo-se uma redução de 45% na viabilidade do banco de sementes em solo húmido até uma profundidade de 12 cm. O fogo controlado e lento pode ser útil para reduzir o banco de sementes de *Acacia saligna* (Richardson & Kluge, 2008), uma vez que pode eliminar parte do banco do solo e estimular a germinação do restante (Marchante, *et al.*, 2005b), mas por norma este método aumenta o custo da intervenção substancialmente (MacDonald & Wissel, 1992 *in* IUCN SSC *Invasive Species Specialist Group*, 2010).

¹*Girdling* – remoção de um anel de casca com alguns centímetros de largura em volta de todo o tronco da árvore, interrompendo o câmbio e o floema do indivíduo e impedindo o transporte água e nutrientes entre a copa e a raiz (Moore, 2008).

A utilização de combinações de várias técnicas poderá ser a melhor hipótese para controlar a invasão por *Acacia*, no entanto, é imperativo efetuar uma detecção precoce das espécies existentes e iniciar o controlo o mais cedo possível, pois a dificuldade de controlo, assim como o custo da intervenção, aumentam com a duração da invasão (Marchante, *et al.*, 2010), podendo mesmo fazer a diferença entre a aplicação de técnicas perspetivando a erradicação ou a mera gestão dos impactos através de técnicas defensivas, envolvendo um compromisso financeiro infinito (Rejmánek & Pitcairn, 2002; Marchante, *et al.*, 2005b). As medidas de controlo/gestão devem sempre salvaguardar o funcionamento e serviços do ecossistema, de forma a facilitar possíveis ações de restauro (Le Maitre, *et al.*, 2011).

A recuperação natural de uma área invadida por *Acacia* apenas pode ser considerada uma meta alcançável nos casos em que a invasão seja recente ou quando a população de *Acacia* spp. não domine o ecossistema, devido aos seus efeitos no ecossistema nativo (Marchante, *et al.*, 2005a). Por exemplo, após vários ciclos de fogo, se *Acacia* spp. dominar a comunidade e o banco de sementes nativo se tiver esgotado, será necessário aplicar uma recuperação intervencionada (Le Maitre, *et al.*, 2011).

Mesmo após a remoção das acácias, os efeitos residuais da sua invasão podem ainda persistir por vários anos, devido às alterações no meio ambiente que causam. Em solos tipicamente pobres em nutrientes, a capacidade de acácia de enriquecer o solo (pelas características identificadas anteriormente), dificulta o desenvolvimento das espécies nativas, não adaptadas a este tipo de solo (Le Maitre, *et al.*, 2011). Esta alteração pode facilitar a germinação e desenvolvimento de espécies de plantas herbáceas ruderais, assim como de outras espécies exóticas invasoras, que competem com as restantes espécies nativas (Le Maitre, *et al.*, 2011). Assim, em intervenções cujo objetivo seja o restauro, torna-se muito importante restabelecer os solos ao seu estado original, o que pode ser efetuado através de fogos controlados, que volatilizam grandes quantidades de azoto (Stock & Lewis, 1986 *in* Yelenick, *et al.*, 2004) ou através da adição de matéria orgânica com elevado conteúdo C:N para imobilizar o azoto em excesso no solo (Yelenick, *et al.*, 2004). Caso as intervenções de controlo não resultem na eliminação completa do banco de sementes, surge ainda o problema da germinação de plântulas de acácia, com vantagem competitiva sobre as espécies nativas, podendo rapidamente reinvadir a área (Milton & Hall, 1981 *in* Yelenick, *et al.*, 2004).

O restauro eficiente de uma área invadida por *Acacia* implica a compreensão dos fatores e dinâmicas que resultaram na modificação do ecossistema (Holl & Aide, 2011). Le Maitre *et al.* (2011) sugerem que fatores como o historial de fogos, banco de sementes, folhada e características do solo sejam fatores a avaliar *a priori*. Assim, para que o restauro de um sistema invadido por *Acacia* possa ter sucesso, este deve incluir: (i) avaliação da gravidade da invasão através da avaliação dos seus impactos, (ii) intervenções ativas, no sentido de facilitar o desenvolvimento das espécies nativas e recuperar a estrutura da comunidade, e (iii) monitorização e gestão do restauro para

prevenir o reaparecimento da espécie invasora ou o surgimento de novas espécies invasoras (Le Maitre, *et al.*, 2011).

O Parque Nacional de Escotismo da Caparica (PNEC), no qual se inclui a área de estudo, encontra-se sob gestão direta da Associação dos Escoteiros de Portugal (AEP), sendo utilizado maioritariamente pelos seus membros. A AEP é uma organização juvenil e civil de carácter educativo, sem fins lucrativos e de âmbito nacional, destinada ao desenvolvimento integral dos jovens através da prática do escotismo (Artigo 1º, Ponto 1, Estatutos da AEP, 2009). A sua missão é contribuir para a educação dos jovens, visando que estes tenham um papel construtivo na sociedade, assente, entre outros valores, no respeito pelo ambiente (Ponto 1, Artigo 2º, Regulamento Geral da AEP, 2012). As atividades promovidas pela AEP para os jovens assentam no contacto com a Natureza, preservação do ambiente e educação ambiental (Artigo 3º, Estatutos da AEP, 2009), salientando-se na sua política ambiental os princípios do contacto sustentável com a natureza e da gestão ambiental (Política Ambiental da AEP, 2012).

Atualmente, o PNEC encontra-se num estado ecológico muito degradado, com uma grande densidade de espécies de plantas exóticas, não sendo aplicadas medidas de gestão e/ou controlo destas espécies, e com muito pouca vegetação nativa, não havendo um plano para a correção desta situação num futuro próximo, pelo que se salienta a importância deste estudo para o cumprimento de uma necessidade subjacente de gestão ambiental desta área.

Objetivos

Considerando o estado atual da área de estudo, o principal objetivo deste trabalho é a criação de um conjunto de medidas específicas para gestão das espécies exóticas e invasoras no PNEC. Para cumprimento deste objetivo, propõem-se os seguintes objetivos específicos: (i) a caracterização do atual estado de conservação ambiental do parque, (ii) a melhoria do estado do conhecimento acerca da gestão e controlo do género *Acacia* em Portugal e (iii) a sugestão de medidas de gestão de espécies exóticas da área de estudo e que promovam a participação e sensibilização dos utilizadores do parque para a necessidade de controlo de espécies invasoras e proteção e valorização da flora e fauna nativa.

Materiais e Métodos

Caracterização da área de estudo

A área deste estudo é a pertencente ao Parque Nacional de Escotismo da Caparica, localizado na Costa de Caparica, concelho de Almada, Distrito de Setúbal, Portugal (38° 65'10, 26" N, 9° 24'19, 46" O) (Fig. 2). O parque tem uma área total de cerca de 84 ha, e dada a sua proximidade à costa oceânica, encontra-se sujeito à intervenção marítima, podendo mesmo, em eventos climáticos extremos, ser invadido pelo mar. Esta área localiza-se num polo urbano litoral altamente povoado, numa zona de parques de campismo, entre as praias e a área urbanizada. De acordo com a sua localização e vegetação, constitui a chamada duna secundária, embora se observem grandes diferenças relativamente ao ecossistema natural. A presença de espécies vegetais invasoras é um problema não só na área de estudo, como na área envolvente (especialmente *Acacia* spp.) (Fig. 2), e também a nível regional constitui um problema generalizado (Arsénio, 2003; Lourenço, 2009; Costa, 2011; Novoa, *et al.*, 2014). A utilização da área para campismo é quase centenária, no entanto, apenas é utilizada pela Associação dos Escoteiros de Portugal desde 1964.

Para a caracterização climática da área de estudo foram utilizadas as normais climatológicas do período de 1981 a 2010 para a estação meteorológica de Lisboa, mais próxima da área de estudo (Latitude: 38° 43' N; Longitude: 09° 08' W; Altitude: 77m) (Fig. 3). A precipitação anual é de 774 mm e a temperatura média anual encontra-se nos 17,4° C.

O solo é tipicamente arenoso, sendo classificado na carta de ocupação e uso do solo como área florestal e de matos e na carta de regime de uso do solo como um espaço de uso especial – turismo – pertencente a solo urbano sem qualificação operativa (Direção-Geral do Território, 2013).

Dentro da área de estudo podem ser distinguidas áreas com diferentes estruturas da vegetação, nomeadamente clareiras, onde os pinheiros-mansos ou pinheiros-bravos dominam o coberto; zonas abertas quase sem vegetação, muitas vezes dominadas por espécies exóticas; e acaciais densos com várias espécies de *Acacia* spp. (Fig. 4).



Figura 2 - Localização da área de estudo

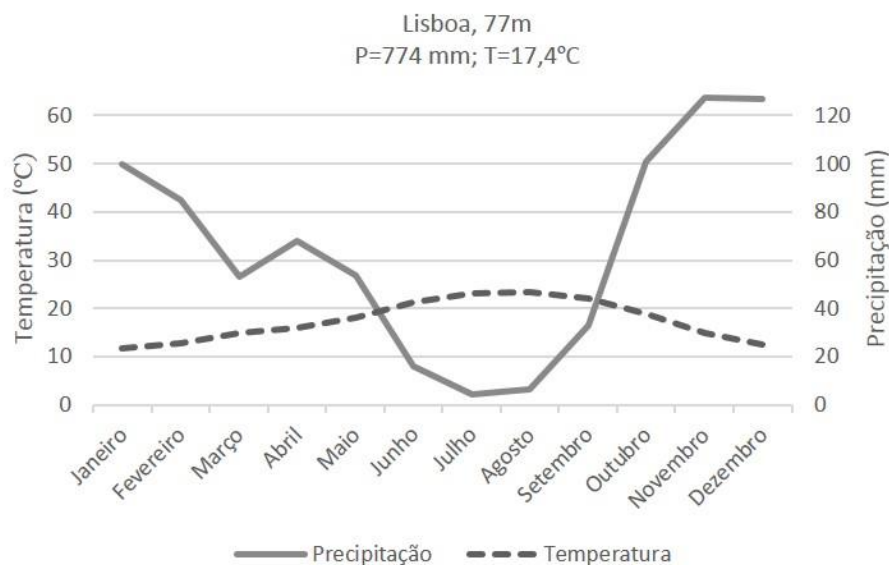


Figura 3 - Diagrama ombrométrico das normais climatológicas para a estação meteorológica de Lisboa, no período de 1981 a 2010. Estão representadas a temperatura média mensal (linha tracejada) e a precipitação média mensal (linha contínua). Fonte: Instituto Português do Mar e da Atmosfera.

Gestão do Parque

O PNEC é gerido pela AEP e utilizado principalmente pelos seus membros, maioritariamente menores, sendo por isso os fins-de-semana e férias escolares os períodos de maior afluência de utilizadores ao parque (Anexo 1).

O chefe de campo atual exerce funções desde Fevereiro de 2013, período a partir do qual houve uma reorganização do parque e da sua gestão, havendo poucos registos de intervenções anteriores a esta data. O chefe de campo é responsável pela criação do plano anual de intervenções no parque, no qual não se incluem quaisquer intervenções relacionadas com a gestão de matos ou da vegetação.

A gestão de matos é efetuada de acordo com as necessidades pontuais para a utilização do parque, nomeadamente a preparação do campo para o período de maior afluência de utilizadores (Verão), nomeadamente a abertura de caminhos e limpeza de subcampos² de Março a Junho, controlo do crescimento de vegetação no Verão, abate de árvores que possam pôr em risco a segurança dos visitantes ou cujo desenvolvimento possa prejudicar a utilização de quaisquer espaços ou infraestruturas do parque.

² Subcampo – zona de campismo numerada que é reservada para utilização por um grupo específico de utilizadores.

Não existindo atualmente nenhum plano de controlo de espécies vegetais invasoras (e.g. *Acacia* spp.), estas são por isso geridas da mesma forma que as restantes espécies arbóreas e arbustivas do parque. As intervenções de manutenção e gestão do parque são orientadas pelo chefe de campo, sendo normalmente efetuadas pelos próprios utilizadores, como trabalho voluntário. Estas intervenções consistem em limpeza, abertura de caminhos, corte de lenha, abate de árvores, transporte e arrumação de madeira, etc.

No entanto, dada a afluência maior de jovens com idades compreendidas entre os 6 e os 14 anos (Anexo 1), os quais não podem ser encarregues de tarefas pesadas ou perigosas (como o abate de árvores ou o uso de ferramentas pesadas), torna-se difícil conseguir fazer a gestão de matos ou da vegetação regularmente.

De acordo com os responsáveis do parque, as principais vantagens da presença das acácias no parque são a sua utilidade como proteção primária da influência marítima (salsugem), separação visual e física entre subcampos e infraestruturas e o ambiente que criam as zonas de bosque mais fechado de acácia, valorizados por alguns utilizadores do parque. As principais desvantagens apontadas são o tempo despendido e a frequência das intervenções de limpeza de subcampos devido ao seu crescimento rápido e agressivo, a sua inutilidade em subcampos para criar sombras, o incómodo dos locais onde se desenvolve, a fraca utilidade da sua madeira, tanto para utilização em construções como para lenha (possui ca. 45% humidade, segundo Mmolotsi *et al.* 2013), o aspeto não estético dos troncos cortados e a dificuldade de remoção dos mesmos, e de remoção permanente das espécies existentes.

Metodologia

1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Para caracterização da vegetação na área de estudo, foram selecionadas três zonas com diferente grau de invasão por *Acacia* spp.: baixo (Z1), moderado (Z2) e muito elevado (Z3) (Fig. 4).

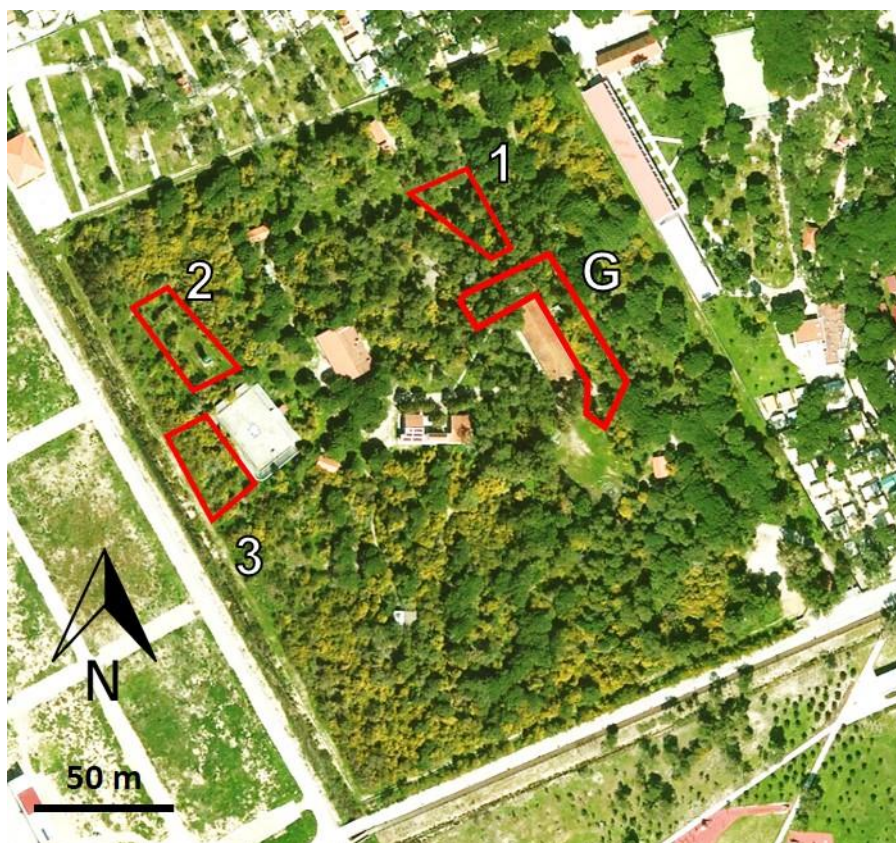


Figura 4 - Imagem aérea da área de estudo, com o brilho e o contraste aumentados em 40%, sendo possível distinguir as acácias em flor (a amarelo) da restante vegetação. Estão marcadas as zonas de diferentes graus de invasão utilizadas neste estudo, Zona 1 (1), Zona 2 (2) e Zona 3 (3), e também a área onde foram aplicados os tratamentos de *girdling* (G).

A seleção das zonas de estudo teve em consideração as seguintes condições: (I) apresentarem áreas semelhantes ($\approx 1000 \text{ m}^2$), (II) não terem ocupação contínua por parte dos utilizadores, (III) possuírem indivíduos adultos de *Acacia* spp. no seu interior ou marginalmente, e (IV) serem representativas das diferentes condições existentes dentro da área de estudo. A classificação das zonas consoante o seu grau de invasão foi feito tendo em conta o historial da zona (última intervenção conhecida e número de intervenções); a quantidade de indivíduos de *Acacia* spp. existente; a quantidade relativamente a espécies arbóreas nativas e as dimensões relativas das acácias, correspondentes à sua idade.

Para caracterização da estrutura da vegetação, em cada zona foram definidas duas parcelas de 10x10m, uma central (C) e outra marginal (M) (Fig. 5). Em cada uma das parcelas a caracterização da vegetação foi efetuada através dos seguintes parâmetros: (I) a identificação de todas as espécies vegetais existentes por estrato (arbóreo, arbustivo, herbáceo); (II) a contagem do número de árvores vivas existentes, nomeadamente *Pinus* spp. e *Acacia* spp.; e (III) a medição do diâmetro à altura do peito (DAP) no caso das espécies de pinheiro e diâmetro na base para os indivíduos do género *Acacia*. Estes estudos permitiram avaliar a densidade das espécies arbóreas, demografia das espécies arbóreas e a riqueza específica, bem como a presença de espécies exóticas.

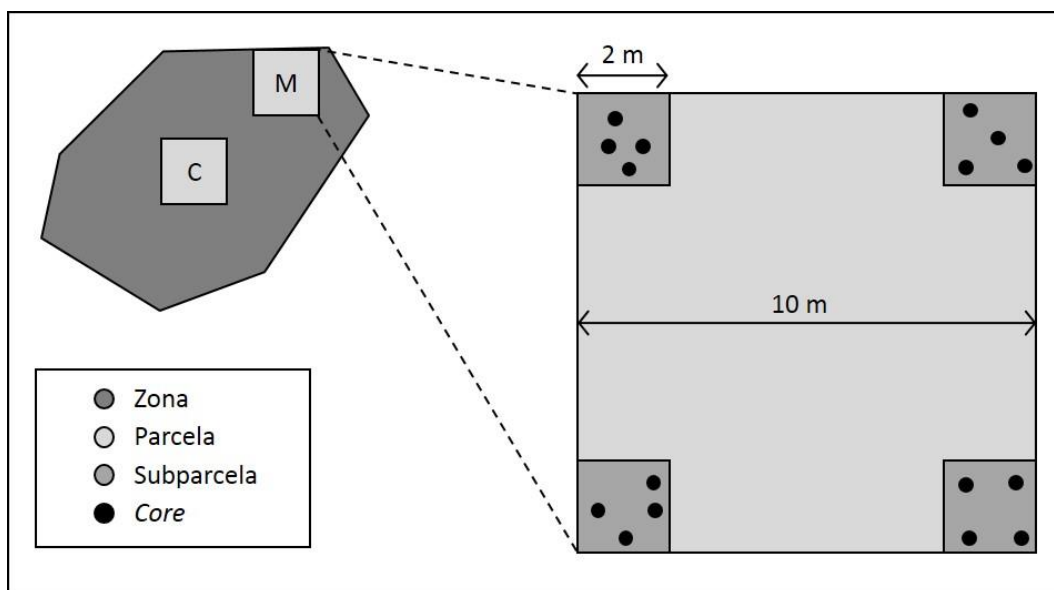


Figura 5 - Diagrama do desenho experimental utilizado para caracterização da vegetação e quantificação da regeneração de *Acacia* spp. na área de estudo, com indicação da distribuição das parcelas e subparcelas e localização dos *cores* para avaliação do banco de sementes de acácia.

Em toda a área de estudo foi feita a identificação das espécies exóticas e/ou invasoras existentes. As espécies identificadas como exóticas e/ou invasoras são aquelas que estão presentes numa de 3 listas: Almeida & Freitas (2012), anexos do Decreto-Lei 565/99 e Marchante *et al.* (2014). Para cada espécie foi definida a sua abundância relativa na área de estudo, o seu estatuto a nível nacional, assim como o risco ecológico associado, e a origem hipotética de introdução na área de estudo (propagação a partir de áreas adjacentes, introdução direta ou desconhecida). A abundância foi estimada de acordo com a quantidade e distribuição dos indivíduos observados na área de estudo.

“Pontual” indica uma espécie com indivíduos isolados e em pequeno número distribuídos pela área; “raro” indica que a espécie possui um baixo número de indivíduos em pequenos aglomerados; “comum” indica que a espécie possui um elevado número de indivíduos e uma grande distribuição pela área ou possui aglomerados com quantidades elevadas de indivíduos; “abundante” indica que a espécie possui um número muito elevado de indivíduos, uma grande distribuição e que domina a paisagem ou o sistema em que se encontra.

2. AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO DE ACACIA SPP.

Para avaliação da regeneração de *Acacia* spp. através de germinação ou de rebentação por toíça ou raízes foram estabelecidas quatro subparcelas de 4 m² (2 m x 2 m), dentro de cada uma das parcelas anteriores - uma em cada vértice (Fig. 5) - dentro das quais foi contabilizado o número de plântulas de acácia e de rebentos provenientes de toíça ou de raiz, em Maio de 2014. Cada indivíduo de acácia em rebentação foi apenas contabilizado como uma ocorrência mesmo quando existiam vários rebentos na mesma toíça. Este estudo permitiu avaliar o número de plantas ou juvenis de *Acacia* spp., permitindo complementar o estudo demográfico do ponto anterior.

3. AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES

Para avaliação da capacidade de regeneração da população de acácias por germinação foi quantificado o banco de sementes em cada uma das subparcelas anteriormente referidas, utilizando 4 cores com 9 cm de diâmetro e 20 cm de profundidade, colocados aleatoriamente dentro da quadrícula (Fig. 5). As amostras de solo foram transportadas para o laboratório em sacos de plástico onde foram passadas por um crivo de 2 mm e todas as sementes de acácia foram contabilizadas. Não foi efetuada a identificação das espécies a que pertenciam as sementes, por ser um trabalho moroso e suscetível a erros.

4. COMPARAÇÃO DE DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE CONTROLO DE ACÁCIAS

Para comparação da eficiência de diferentes estratégias de controlo de *Acacia* spp. *in situ*, foram selecionadas árvores da espécie com maior representatividade e mais preocupante na área de estudo (*A. saligna*). Numa primeira fase, executada no início de Novembro de 2013, em cada conjunto de 10 árvores foi aplicado um dos seguintes tratamentos de controlo: (1) corte abaixo do copado (sem deixar quaisquer folhas) - Ca; (2) corte na base do tronco - Cb; (3) corte na base do tronco e cobertura do cepo com plástico preto - Cp; (4) *girdling* com 1 cm de largura - G1 e (5) *girdling* com 10 cm de largura - G10 (Fig. 6). A monitorização foi efetuada após 3 e 6 meses, através da contagem do número de rebentos por indivíduo, para avaliação do vigor vegetativo dos indivíduos.

Considerando que a época do ano em que o *girdling* é efetuado pode ter alguma influência nos resultados obtidos, foi repetida a intervenção com 1 cm de largura antes da época do verão (Gv), no início de Junho de 2014, num novo conjunto de 10 árvores, sendo também testado um novo método, o descasque total do tronco desde ca. 1 m de altura até à base (D), em 6 indivíduos (Fig. 6D). A monitorização foi efetuada após 3 meses, através da contagem do número de rebentos por indivíduo na base ou abaixo do local onde é efetuado o *girdling*.



Figura 5 - Aspeto dos indivíduos de *Acacia saligna* após cada tratamento de controlo. A - *girdling* com 1 cm de largura, B - corte na base do tronco, C- *girdling* com 10 cm de largura, D - descasque; E - corte na base do tronco e cobertura com plástico negro, F – corte abaixo da copa.

O corte das acácias foi feito utilizando uma motosserra, e cortando todos os ramos ou ramificações secundários associados ao indivíduo, evitando a manutenção de folhas. O *girdling* foi efetuado utilizando uma rebarbadora elétrica, com um disco para madeira, com a qual foram feitos os dois cortes acima e abaixo da zona da casca a remover, sendo depois retirada essa casca manualmente. O descasque foi efetuado também com rebarbadora elétrica, efetuando um corte a cerca de um metro de altura, em todo o perímetro do tronco, e um corte longitudinal na casca até à base, sendo esta depois arrancada manualmente (Fig. 6D).

Análise e Tratamento de Dados

Para a análise estatística dos dados foi utilizado o programa *STATISTICA 12* (StatSoft, 2014, www.statsoft.com). Foi comparada a similaridade das comunidades vegetais das parcelas marginais e centrais de cada uma das 3 zonas através de uma análise classificativa hierárquica, pelo método de UPGA, com base no coeficiente de desacordo entre a composição das comunidades.

Para os dados da contagem de juvenis (rebentos e plântulas) de acácia não foi efetuada qualquer análise estatística, uma vez que os dados apresentavam uma elevada quantidade de valores nulos, o que poderia causar erros estatísticos. Os valores da amostragem do banco de sementes obtidos para as parcelas marginal e central de cada zona foram comparados utilizando o teste U de Mann-Whitney. Não havendo diferença estatística entre as parcelas da mesma zona, procedeu-se à comparação das 3 zonas utilizando os dados de cada zona como um todo, aplicando uma ANOVA de Kruskal-Wallis. Os dados da rebentação dos indivíduos de acácia, 3 e 12 meses após serem sujeitos aos diferentes tratamentos de controlo foram analisados através da ANOVA de Kruskal-Wallis, excluindo-se o *girdling* (Gv) e o descasque (D), nos casos em que não existiam dados. Foi depois efetuado um teste U de Mann-Whitney para comparação dos resultados obtidos 3 e 5 meses após o descasque, assim como para os restantes tratamentos após 3 e 12 meses. Não foram analisados os dados do *girdling* efetuado no Verão após 5 meses por se verificar uma clara ineficiência deste tratamento.

Resultados

1. CARACTERIZAÇÃO DO ECOSISTEMA

A área de estudo corresponde a um parque de campismo e atividades escotistas, anteriormente utilizado como parque de campismo e caravanismo, pelo que, no geral, a área se apresenta como um bosque de pinheiros com uma série de clareiras (subcampos) interligadas por caminhos pedestres, existindo indivíduos de *Acacia* spp. normalmente nas margens das clareiras e das vias de circulação (Fig. 4), locais onde a densidade de pinheiros é menor. É clara a ausência de estrato arbustivo, assim como a abundância de espécies herbáceas ruderais e a presença de espécies exóticas, a maioria proveniente dos “jardins” dos campistas e caravanistas que outrora ocuparam o local. As três zonas estudadas encontram-se na metade Norte da área de estudo (Fig. 4), área em que se localizam os subcampos menos utilizados para campismo e algumas zonas com pouca utilização por parte dos campistas. As zonas 2 e 3 encontram-se a poucos metros de distância uma da outra mas distanciam ca. 100 m da zona 1.

A zona 1 apresenta o menor grau de invasão, caracterizando-se visualmente por uma semi-clareira com pinheiros nativos e exóticos, com grande espaçamento entre eles e com estrato arbustivo quase inexistente e estrato herbáceo muito reduzido. Na clareira observam-se poucos indivíduos de *Acacia* spp., sendo visíveis apenas alguns rebentos jovens. Por outro lado, na margem da clareira é possível observar indivíduos adultos de *Acacia* spp. de grandes dimensões, que podem ter influência na zona em estudo (Fig. 7A).

Esta zona é normalmente intervencionada nos meses que antecedem o verão através do corte raso das herbáceas e arbustos existentes, assim como de qualquer acácia que se torne incômoda para a utilização do local. Apesar de este ser um local bastante utilizado para campismo durante todo o ano, a área selecionada não se sobrepõe a nenhum subcampo, incluindo apenas uma pequena via de passagem.

A zona 2 apresenta um grau de invasão moderado a alto, podendo ser descrita como uma ampla zona desarborizada. Devido às sucessivas intervenções de gestão neste local, observam-se vários cepos de acácia sob a forma de arbustos, devido à intensa rebentação de touça (Fig. 7B). É também possível observar uma elevada cobertura herbácea do solo (Fig. 7B). Esta área possui uma franca exposição à luz solar devido à ausência de copado, assim como influência oceânica de Oeste, causada pela sua proximidade ao mar (Fig. 4; Fig. 7B).

Apesar da baixa densidade de árvores adultas (não intervencionadas) no interior da área, marginalmente a densidade de acácias é muito elevada, com indivíduos de

grande porte em todo o perímetro (Fig. 7B) formando densos povoamentos cerrados, com grande influência potencial na zona em estudo. Esta zona não é utilizada para campismo, no entanto é utilizada para atividades variadas, e por essa razão é mantida sem copado e com a vegetação rasa, especialmente no Verão.



Figura 6 - Aspeto geral das zonas de estudo. A – zona 1, B – zona 2, C – zona 3, D – local onde foi efetuado o *girdling*.

A zona 3, definida neste estudo como de grau muito elevado de invasão, localiza-se no limite do parque, a Oeste (Fig. 4), e tem uma aparência francamente diferente das zonas anteriores (Fig. 7C).

Ao contrário das outras zonas, esta constitui um bosque cerrado de *Acacia* spp., possuindo um subcoberto menos variado que nas zonas anteriores (Fig. 7C). Parte das acácias existentes nesta zona apresentam dimensões muito elevadas, o que pressupõem que este povoamento não foi intervencionado num passado próximo. Esta zona não é utilizada para campismo e apenas raramente é utilizada pelos utilizadores do parque, devido à sua densa vegetação. Neste local existem alguns pinheiros muito jovens plantados propositadamente numa altura em que o coberto arbóreo era menor, após uma intervenção de desflorestação (ver Anexo 5). Esta zona encontra-se sujeita à intervenção oceânica devido à sua proximidade ao oceano (Fig. 4) e à quantidade reduzida de vegetação existente entre esta zona e a costa.

No total foram identificadas 32 espécies de plantas nas 3 zonas definidas anteriormente, 4 espécies arbóreas, 3 arbustivas e 25 herbáceas (Tabela 1). Em todas as zonas é notória a ausência de espécies arbustivas, especialmente nativas.

Tabela 1 - Listagem das espécies identificadas em cada zona, evidenciando-se as espécies exóticas (*).

Zona 1	Zona 2	Zona 3
<i>Anthemis arvensis</i>	<i>Anthemis arvensis</i>	<i>Anthemis arvensis</i>
<i>Avena spp.</i>	<i>Avena spp.</i>	<i>Calamagostis epigejos</i>
<i>Bidens spp.</i>	<i>Bidens spp.</i>	<i>Geranium robertianum</i>
<i>Calamagostis epigejos</i>	<i>Bromus spp.</i>	Herbácea NI
<i>Galactites tomentosus</i>	<i>Calamagostis epigejos</i>	<i>Lagurus ovatus</i>
Poaceae NI	<i>Conyza bonariensis*</i>	<i>Myoporum spp.*</i>
<i>Hordeum spp.</i>	<i>Erodium moschatum</i>	<i>Ononis spp.</i>
<i>Lagurus ovatus</i>	<i>Galactites tomentosus</i>	<i>Parietaria judaica</i>
<i>Lolium multiflorum</i>	<i>Geranium robertianum</i>	<i>Pittosporum spp.*</i>
<i>Parietaria judaica</i>	<i>Hordeum spp.</i>	<i>Quercus spp.</i>
<i>Silene latifolia</i>	<i>Lagurus ovatus</i>	<i>Rubia peregrina</i>
<i>Solanum spp.*</i>	<i>Ononis spp.</i>	<i>Silene latifolia</i>
<i>Urospermum picroides</i>	<i>Parietaria judaica</i>	<i>Sonchus oleraceus</i>
<i>Pinus halepensis*</i>	<i>Rapistrum rugosum</i>	<i>Acacia saligna*</i>
	<i>Reseda spp.</i>	
	<i>Rubia peregrina</i>	
	<i>Silene latifolia</i>	
	<i>Taraxacum spp.</i>	
	<i>Trifolium angustifolium</i>	
	<i>Trifolium campestre</i>	
	<i>Acacia saligna*</i>	

Na Zona 1 foram identificadas 14 espécies no total, a grande maioria de plantas herbáceas, apenas com uma espécie arbórea - *Pinus halepensis* - e uma arbustiva – *Solanum spp.* – ambas exóticas (Tabela 1). Nesta zona não se registou a presença de acácias, verificando-se a existência de 2 pinheiros-de-Aleppo (*Pinus halepensis*) com

porte moderado, com DAP de 30 cm e 41 cm e com área basal média próxima dos 10 m²/ha (Tabela 2). As duas parcelas desta zona apresentaram composição vegetal semelhante, mas bastante distante da composição das restantes zonas (Fig. 8).

Na Zona 2 foram identificadas 22 espécies, uma das quais arbórea (*Acacia saligna*) e uma arbustiva (*Solanum* spp.) – ambas exóticas. Embora o número de espécies nas parcelas desta zona seja semelhante (Anexo 4), a composição florística das comunidades vegetais apresentou um desacordo superior a 40% entre as mesmas (Fig. 8). Na parcela central desta zona existiam 6 indivíduos jovens de *Acacia saligna*, com uma área basal de 18,95 m²/ha, enquanto na parcela marginal a área basal foi de 4,84 m²/ha, apenas com uma acácia presente (Tabela 2).

Tabela 2 - Caracterização da vegetação das 3 zonas de estudo. M – parcela marginal; C – parcela central; Ne - nº espécies; Nº – nº árvores; D – diâmetro médio; Nº/ha - nº árvores por hectare; Ab – área basal média; AB- área basal por hectare.

Zona	Ne	<i>Acacia saligna</i>					<i>Pinus halepensis</i>				
		Nº	D (m)	Nº/ha	Ab (m ²)	AB (m ² /ha)	Nº	D (m)	Nº/ha	Ab (m ²)	AB (m ² /ha)
1	M	10	0	-	-	-	1	0,30	100	0,07	7,03
	C	9	0	-	-	-	1	0,41	100	0,13	13,45
2	M	15	1	0,25	100	0,05	0	-	-	-	-
	C	13	6	0,20	600	0,03	0	-	-	-	-
3	M	8	17	0,11	1700	0,01	0	-	-	-	-
	C	8	18	0,10	1800	0,01	0	-	-	-	-

Na Zona 3 foram identificadas 14 espécies, das quais duas arbustivas exóticas (*Myoporum* spp. e *Pittosporum tobira*) e duas arbóreas (*Acacia saligna* e *Quercus* spp.). O indivíduo de *Quercus* spp. identificado era muito jovem (com menos de 15 cm de altura), não se observando dentro do parque ou nas suas imediações indivíduos adultos do mesmo género. Não existe diferença no número de espécies entre a margem e o centro, existindo no entanto grande variabilidade nas espécies identificadas, sendo a comunidade florística da parcela marginal mais próxima das outras zonas que da parcela central da mesma zona, apenas com duas espécies comuns a estas duas parcelas. A parcela marginal desta zona apresentou uma comunidade vegetal muito distante de todas as restantes parcelas e zonas, com 3 espécies exóticas identificadas neste local. O nº de indivíduos de acácia das duas parcelas é semelhante, sendo a zona que apresenta maior nº de acácias, embora de menor porte que na zona 2, com uma área basal de 16,57 m²/ha na parcela marginal e de 14,11 m²/ha na parcela central (Tabela 2).

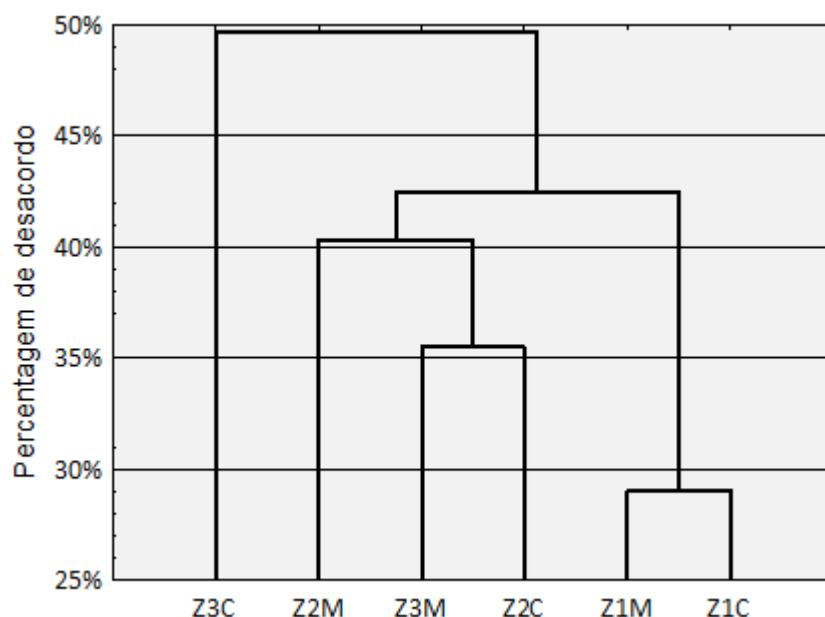


Figura 7 - Dendrograma da análise classificativa hierárquica pelo método de UPGA, com base no coeficiente de desacordo entre as espécies identificadas nas parcelas marginal (M) e central (C) das zonas 1 (Z1), 2 (Z2) e 3 (Z3).

O número de espécies foi igual para as zonas 1 e 3 e superior na zona 2, mas ainda assim, as espécies identificadas nas 3 zonas foram muito diferentes. Apesar dos valores relativamente próximos do número de espécies em cada uma das três zonas, somente 5 das espécies identificadas foram encontradas em todas as zonas. Das 32 espécies identificadas nas 3 zonas, 6 são espécies exóticas (Tabela 1), e destas, 3 são reconhecidas como invasoras.

Em toda a área de estudo foram identificadas 26 espécies exóticas, 14 das quais classificadas como invasoras (Marchante, *et al.*, 2014). As espécies identificadas de *Conyza* spp. foram agrupadas para simplificar a sua caracterização, uma vez que as características destas espécies são muito semelhantes. A ocorrência das espécies é variável, sendo mais frequentes três espécies com estatuto invasor - *Acacia saligna*, *Conyza* spp. e *Oxalis pes-caprae*. Regra geral, as espécies identificadas cuja distribuição ou abundância é muito restrita foram consideradas como tendo origem hipotética a introdução direta (Tabela 3).

Tabela 3 - Listagem das espécies exóticas identificadas na área de estudo. Para cada espécie é referido o seu estatuto em Portugal, a sua abundância e a origem mais provável na área de estudo. A – abundante; C- comum; R – raro; P- pontual; Prop – propagação; Intro – introduzido; ND – desconhecido. As espécies consideradas invasoras são as identificadas por Marchante *et al.* (2014). (*) Espécie identificada fora dos limites da área de estudo mas em contacto com o interior. (**) Classificação provável.

Espécie	Estatuto	Risco Ecológico	Abundância	Origem Hipotética
<i>Acacia cyclops</i> *	Invasor	Muito elevado	R	Prop
<i>Acacia longifolia</i>	Invasor	Muito elevado	R	Prop
<i>Acacia pycnantha</i>	Invasor	Muito elevado	P	Prop
<i>Acacia retinodes</i>	Invasor	Muito elevado	R	Prop
<i>Acacia saligna</i>	Invasor	Muito elevado	A	Prop
<i>Aeonium spp.</i>	Exótico	Mínimo	P	Intro
<i>Agave spp.</i>	Exótico	Mínimo	P	Intro
<i>Albizia lophanta</i>	Invasor	Muito elevado	R	Intro
<i>Aloe arborescens</i>	Exótico	Mínimo	R	Intro
<i>Amaryllis belladonna</i>	Exótico	Reduzido	P	ND
<i>Arctotheca calendula</i>	Invasor	Muito elevado	C	Prop
<i>Arundo donax</i>	Invasor	Muito elevado	R	Prop
<i>Carpobrotus edulis</i>	Invasor	Muito elevado	R	Prop
<i>Casuarina equisetifolia</i>	Exótico	Elevado**	C	Intro
<i>Conyza spp.</i>	Invasor	Muito elevado	A	Prop
<i>Eucalyptus globulus</i>	Invasor	Muito elevado	R	Intro
<i>Oxalis pes-caprae</i>	Invasor	Muito elevado	A	Prop
<i>Lantana camara</i>	Exótico	Elevado	R	Intro
<i>Mirabilis jalapa</i>	Exótico	Reduzido	R	Intro
<i>Myoporum spp.</i>	Exótico	Reduzido	C	ND
<i>Opuntia spp.</i>	Invasor**	Muito elevado**	P	Intro
<i>Phoenix canariensis</i>	Exótico	Mínimo	P	Intro
<i>Pinus halepensis</i>	Exótico	Reduzido	C	ND
<i>Pittosporum tobira</i>	Exótico	Reduzido	P	Intro
<i>Solanum spp.</i>	Exótico	Intermédio**	C	ND
<i>Tradescantia fluminensis</i>	Invasor	Muito elevado	R	ND

2. AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO DE ACACIA SPP.

O número de juvenis (referindo-se neste trabalho a rebentos e plântulas) de acácia nas três zonas foi muito baixo, não tendo sido observadas quaisquer plântulas ou rebentos na maioria das subparcelas de 4 m² de área (Anexo 2).

Os resultados obtidos evidenciaram a existência de um maior número de juvenis de acácia nas parcelas centrais comparativamente com as parcelas marginais, tanto na forma de plântulas como de rebentos (Fig. 9). A zona 3 apresentou um maior número de juvenis no total, apresentando também um maior número de juvenis comparativamente com as outras zonas. No total das 3 zonas, o número de plântulas foi muito semelhante ao número de rebentos, no entanto, na maioria das subparcelas, o número de rebentos foi superior (Fig. 9).

Na parcela central da zona 3 foi contabilizado um número muito elevado de plântulas (12) numa só subparcela, contribuindo este valor em grande parte para o número total de rebentos (Anexo 2). A zona 3 apresentou o número mais elevado de juvenis, tendo a zona 1 apresentado o valor mais reduzido, e correspondente apenas a rebentos observados na parcela central, verificando-se ausência de regeneração por germinação nesta zona. A zona 3 foi também onde foi encontrado um maior número de plântulas, sendo a zona 2 a que apresentou maior número de rebentos. (Fig. 9).

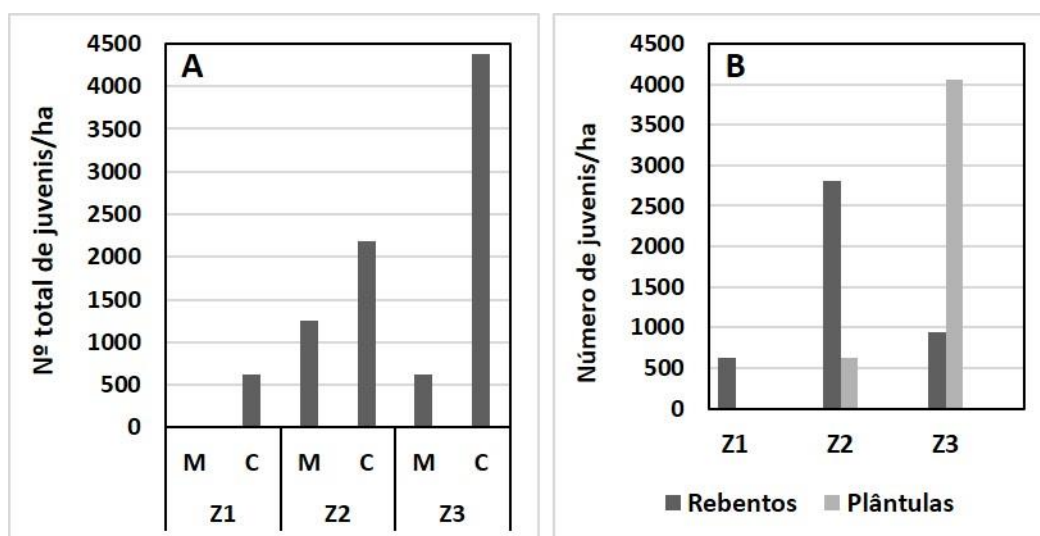


Figura 8 - (A) Nº total de juvenis presentes nas parcelas marginal (M) e central (C) das 3 zonas em estudo. (B) Nº total de plântulas e rebentos em cada uma das 3 zonas em estudo.

3. AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES

A crivagem das amostras de solo recolhidas com *cores* para a avaliação do banco de sementes permitiu distinguir as diferentes características do solo das três zonas. Os solos são tipicamente arenosos, havendo diferenças significativas ao nível da quantidade de biomassa, tamanho das partículas do solo, humidade e compactação. As amostras de solo da zona 1 estavam muito contaminadas com resíduos de plástico e entulho, o solo é pouco compactado e possui uma quantidade moderada de matéria orgânica, com partículas muito finas e muitas raízes (Fig. 10A).

Na parcela marginal da zona 2 a composição do solo é semelhante à zona 1, com grande quantidade de matéria orgânica, areia fina e uma grande quantidade de raízes (Fig. 10B). Na parcela central a extração das amostras foi dificultada pela elevada grossura e compactação da areia, assim como pela presença de calhaus, o solo apresenta-se pobre em biomassa e parcialmente argiloso (Fig. 10C). Quanto à zona 3, o solo possui uma quantidade muito elevada de matéria orgânica, especialmente folhada e madeira das acácias, com muitas raízes e areia relativamente fina (Fig. 10D). As amostras das zonas 1 e 2 apresentavam resíduos de madeira queimada.



Figura 9 - Aspeto geral da superfície do solo da zona 1 (A), da zona 2 (B e C) e da zona 3 (D).

O banco de sementes evidenciou diferenças muito grandes entre as três zonas estudadas. De um modo geral o nº de sementes/m² foi sempre superior nas parcelas marginais relativamente às parcelas centrais, embora esta diferença não tenha sido significativa (Fig. 11) e tanto globalmente como ao nível das parcelas, a Zona 2 apresentou o maior número de sementes (Fig. 11).

Na zona 1, grande parte das amostras não continha nenhuma semente de acácia (Anexo 3), tanto na parcela central como na parcela marginal. Estimam-se valores de 177 sementes/m² e 501 sementes/m² nas parcelas central e marginal, respetivamente, sendo estes os valores mais baixos encontrados nas três zonas estudadas.

Na zona 2 observaram-se os valores mais elevados das 3 zonas, com uma quantidade estimada de 8272 sementes/m² na parcela central e 12634 sementes/m² na parcela marginal. A variabilidade no número de sementes por *core* nesta zona foi o mais elevado deste estudo, observando-se o maior desvio-padrão na parcela marginal desta zona, onde o número máximo por *core* foi de 196 sementes e o número mínimo foi de apenas 4 sementes (Anexo 3).

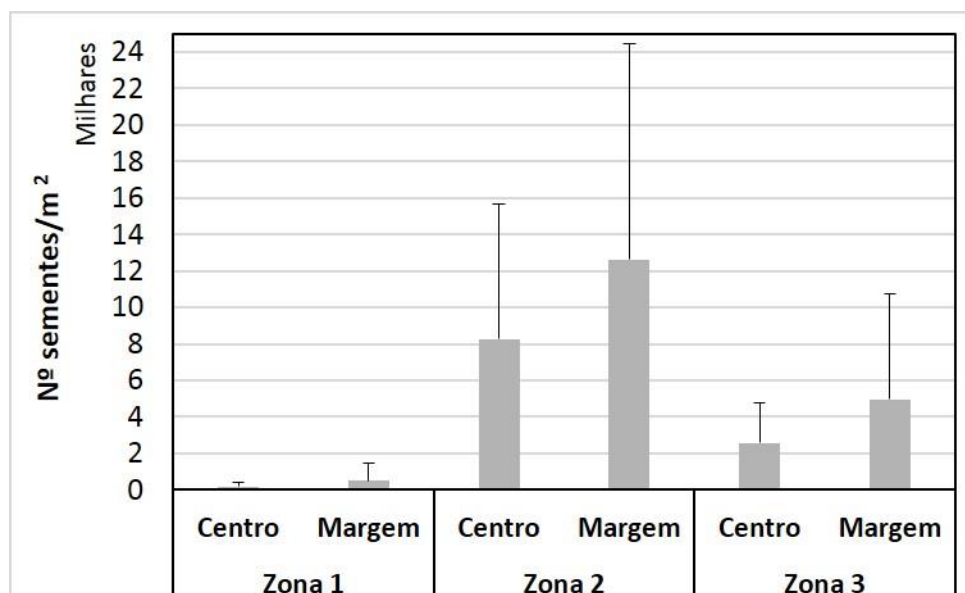


Figura 10 - Valor médio e desvio-padrão do nº de sementes/m² presentes no banco do solo nas parcelas da margem e centro das 3 zonas de estudo (n=16).

Na zona 3 observou-se também elevada variabilidade no número de sementes no solo, com uma diferença de 100 sementes entre o número máximo e mínimo por *core* observados na parcela marginal. A quantidade de sementes por metro quadrado foi elevada, com 2584 sementes/m² na parcela central e 4961 sementes/m² na parcela marginal.

Observaram-se diferenças significativas entre as 3 zonas estudadas, especialmente entre as zonas 1 e 2 ($p=0,0000$) e entre as zonas 1 e 3 ($p=0,0000$), apresentando as zonas 2 e 3 um menor grau de significância ($p=0,0459$).

4. COMPARAÇÃO DE DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE CONTROLO DE ACÁCIAS

Para avaliação da eficiência das metodologias de controlo de acácias foram efetuados vários tratamentos, através de corte a diferentes alturas do solo ou interrupção da condução de fotossintetizado ao sistema radicular através da remoção de casca em diferentes quantidades. A aplicação de diferentes tratamentos de controlo de acácia teve como objetivo a comparação do efeito das mesmas na regeneração dos indivíduos adultos, isto é, a formação de rebentos, tendo sido contabilizado o número de rebentos em cada indivíduo.

Após 3 meses da aplicação dos tratamentos Ca, Cb, Cp, G1, G10 e D, todas as amostras apresentavam indivíduos com rebentação a partir do tronco, da touça ou das raízes. O valor médio de rebentos após este período (não incluindo os dados do descasque) foi relativamente baixo, com 5 (± 8) rebentos por indivíduo. Os tratamentos que após este período apresentaram maior percentagem de indivíduos sem rebentação foram Cb e Cp, com valores superiores a 50%, seguindo-se G1 e G10, com valores próximos de 40%. Os tratamentos D e Ca apresentaram os valores mais reduzidos, com apenas 17% e 10% dos indivíduos sem sinais de rebentação, respetivamente. O número médio de rebentos por indivíduo ao fim de 3 meses foi mínimo em Cb, não variando muito entre este tratamento e G1, G10 e Cp, sendo muito superior em Ca (Figura 12), no entanto, não se verificaram diferenças significativas entre tratamentos ($p=0,0789$).

Tabela 4 - Tabela resumo dos resultados obtidos na comparação de tratamentos de controlo de acácia. Para cada um dos tratamentos (Ca – corte abaixo da copa; Cb – corte na base; Cp – corte na base e cobertura; G1 – *girdling* com 1 cm de largura; G10 – *girdling* com 10 cm de largura; Gv – *girdling* no verão e D – descasque), e respetivas monitorizações (3 meses; 5 meses e 12 meses) apresentam-se a média \pm desvio-padrão dos diâmetros na base, número de rebentos da amostra, número de rebentos dos indivíduos com rebentação. Apresenta-se também a percentagem de indivíduos sem rebentos e a mortalidade - % de indivíduos sem rebentação e/ou filódios na copa aquando da última monitorização.

Tratamento	Diâmetro	Meses	Nº rebentos		Indivíduos s/ rebolos (%)	Mortalidade (%)
			Total	Ind. c/rebolos		
Ca	17 \pm 10	3	13 \pm 15	14 \pm 16	10	-
		12	30 \pm 27	37 \pm 24	20	20
Cb	13 \pm 9	3	1 \pm 2	3 \pm 2	56	-
		12	24 \pm 28	27 \pm 29	11	11
Cp	13 \pm 5	3	3 \pm 5	7 \pm 6	60	-
		12	14 \pm 15	23 \pm 13	40	30
G1	13 \pm 5	3	4 \pm 4	7 \pm 4	40	-
		12	14 \pm 14	17 \pm 13	20	20
G10	13 \pm 6	3	2 \pm 2	3 \pm 2	36	-
		12	10 \pm 13	19 \pm 11	45	45
Gv	12 \pm 4	5	39 \pm 19	39 \pm 19	0	0
D	6 \pm 2	3	3 \pm 2	3 \pm 2	17	-
		5	2 \pm 5	7 \pm 7	67	83

Após 7 meses observou-se rebentação nos indivíduos sujeitos a *girdling*, tanto acima como abaixo do local do corte. Um elevado número de indivíduos apresentava amarelecimento dos filódios na copa, enquanto na base, abaixo do local de *girdling*, se observou um elevado número de rebentos de elevada grossura e sem quaisquer sinais de secura.

Em Novembro de 2014, 12 meses após a sua aplicação, o número médio de rebentos aumentou muito em todos os tratamentos - Ca, Cb, Cp, G1 e G10, com um valor médio de 18 (± 21) rebentos por indivíduo. Após este período, o tratamento G10 foi o que apresentou o menor número de rebentos por indivíduo, tendo Ca apresentado o valor mais elevado, à semelhança do que se observou 9 meses antes. Estas diferenças entre tratamentos também não se comprovaram significativas ($p=0,3619$). Nesta monitorização, G10 foi o tratamento que apresentou maior número de indivíduos sem rebentação (Fig. 12), sendo o único tratamento onde se observou um aumento da percentagem de indivíduos sem rebentos entre os dois períodos de monitorização (Tabela 5).

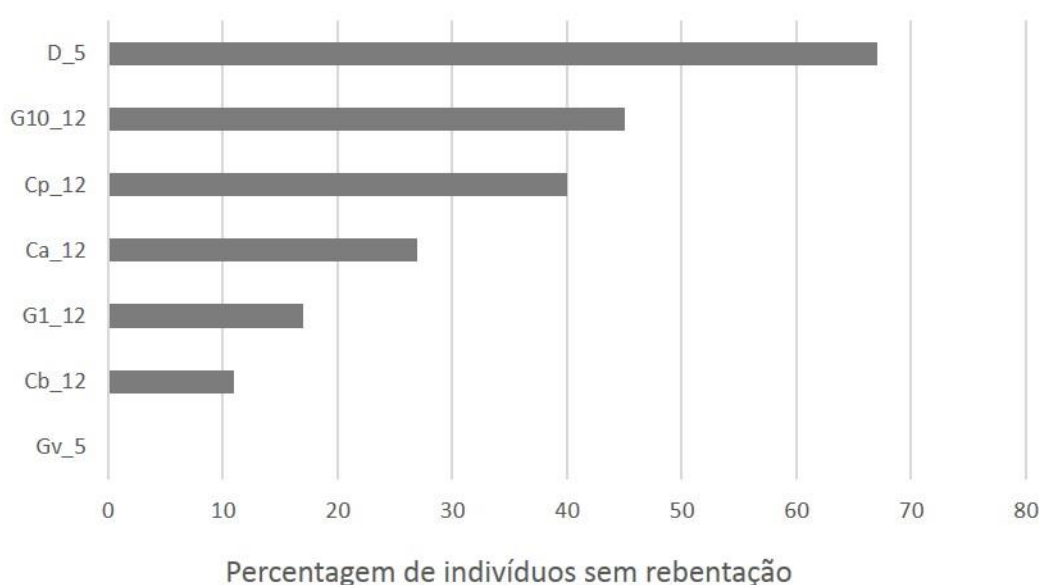


Figura 11 – Gráfico comparativo da percentagem de indivíduos sem rebentos vivos aquando da última monitorização (5 meses – “_5” e 12 meses – “_12”) de cada um dos tratamentos (D – descasque; G10 – *girdling* de 10 cm de largura; Cp – corte na base e cobertura com plástico preto; Ca – corte abaixo da copa; G1 – *girdling* de 1 cm de largura; Cb – corte na base e Gv – *girdling* no verão).

Todos os tratamentos apresentaram um aumento no número de rebentos por indivíduo na monitorização efetuada após 12 meses, em Novembro de 2014 (Fig. 13), sendo este aumento significativo em todos os casos à exceção do tratamento de corte abaixo da copa (Ca) ($p=0,1263$) (Tabela 4).

Embora não tenha sido efetuada análise estatística dos dados, a comparação dos tratamentos de *girdling* de 1 e 10 cm efetuados em Novembro de 2013 (G1 e G10) com o *girdling* de 1 cm efetuado em Junho de 2014 (Gv) revelou a existência de uma quantidade média de rebentos muito superior em Gv após 5 meses, quando comparada com os valores de G1 e G10, tanto após 3 meses, como após 12 meses.

Tabela 5 - Resultados da comparação do número de rebentos em cada tratamento na primeira e na última monitorização efetuada após a aplicação do tratamento (3 e 12 meses em Cb, Cp, Ca, G1 e G10; 3 e 5 meses em D) e da comparação conjunta dos resultados obtidos nas monitorizações efetuadas após 3 e 12 meses da aplicação dos tratamentos (excluindo-se os valores de D).

<i>Tratamento</i>	<i>N</i>	<i>Z'</i>	<i>p-value</i>
<i>Cb</i>	8	2,520504	0,011719
<i>Cp</i>	7	2,197401	0,027993
<i>Ca</i>	10	1,528942	0,12628
<i>G1</i>	9	2,132456	0,03297
<i>G10</i>	8	2,030406	0,042316
<i>D</i>	6	0,943456	0,345448
<i>3 Meses vs. 12 Meses</i>	42	4,601348	0,000004

No caso específico do descasque, a comparação do número de rebentos por indivíduo 3 e 5 meses após a sua aplicação demonstrou uma pequena diminuição no número médio de rebentos por indivíduo neste período, embora esta diferença não tenha sido significativa ($p=0,3454$). Verificou-se ainda um aumento elevado na percentagem de indivíduos sem rebentação (+50%) (Tabela 5), observando-se também, no campo, uma queda da totalidade dos filódios em quase todos os indivíduos sujeitos a este tratamento.

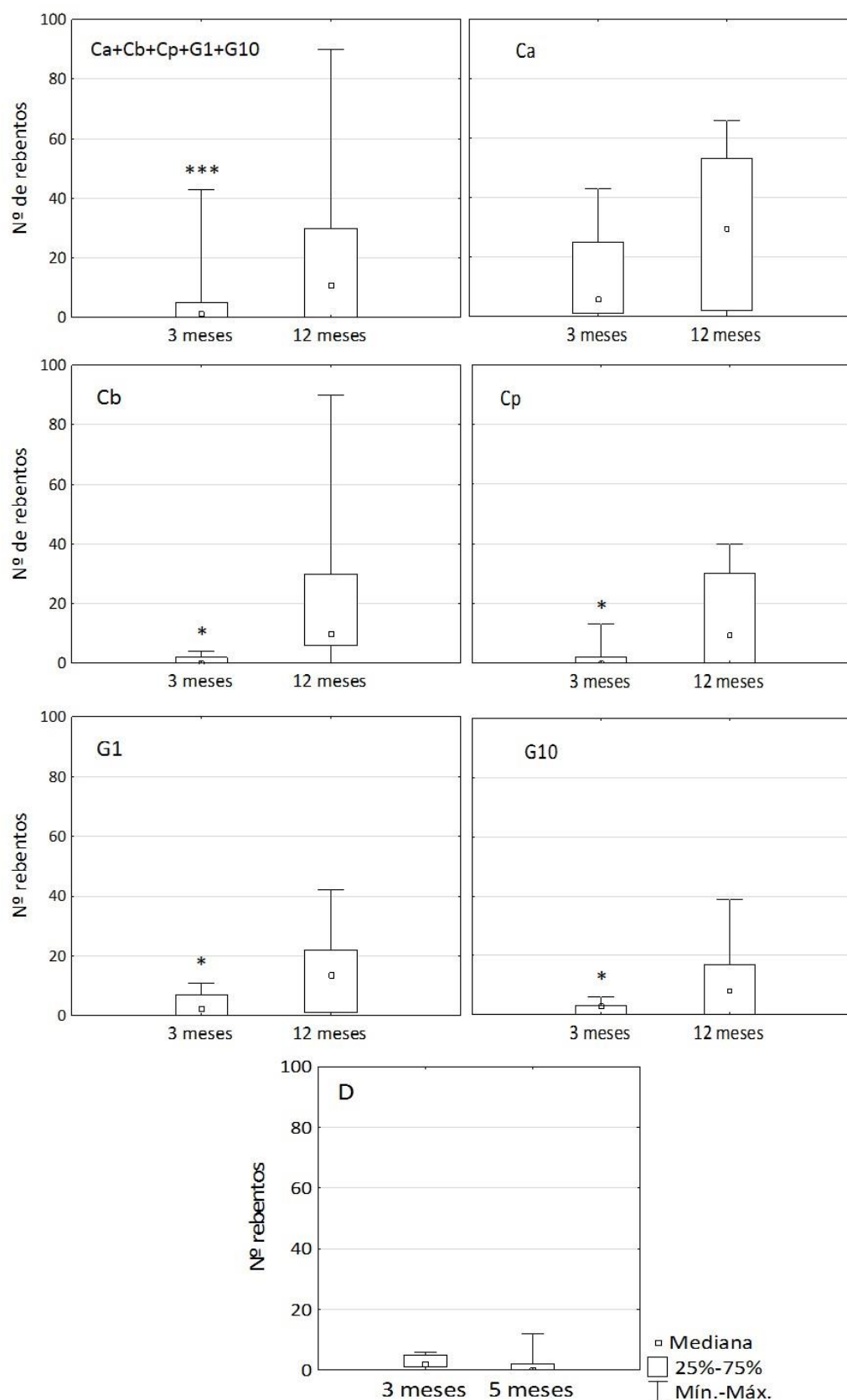


Figura 12 - Gráficos de caixa e bigodes comparativos da média do número de rebentos por indivíduo para os tratamentos de corte abaixo da copa (Ca); corte na base (Cb); corte na base e cobertura com plástico preto (Cp); *girdling* com 1 cm de largura (G1) e *girdling* com 10 cm de largura (G10), na primeira e na última monitorização e dos tratamentos Ca, Cb, Cp, G1 e G10 em conjunto.

O diâmetro dos indivíduos sujeitos aos diversos tratamentos foi bastante variável, com um valor médio de 12,8 ($\pm 6,6$) cm. Com o objetivo de perceber se a idade dos indivíduos tinha influência na capacidade de rebentação estudou-se a relação entre o diâmetro dos indivíduos e o número de rebentos produzidos para os diferentes tratamentos, 12 meses após a sua aplicação (Fig. 14). Não se verificou a existência de qualquer relação entre o diâmetro das acácias e a rebentação ($p=0,685318$), tendo-se observado no entanto uma tendência para o aumento do número de rebentos com o aumento do DB no tratamento Cp e uma tendência inversa nos tratamentos Ca, G1 e G10, que também não foi significativa.

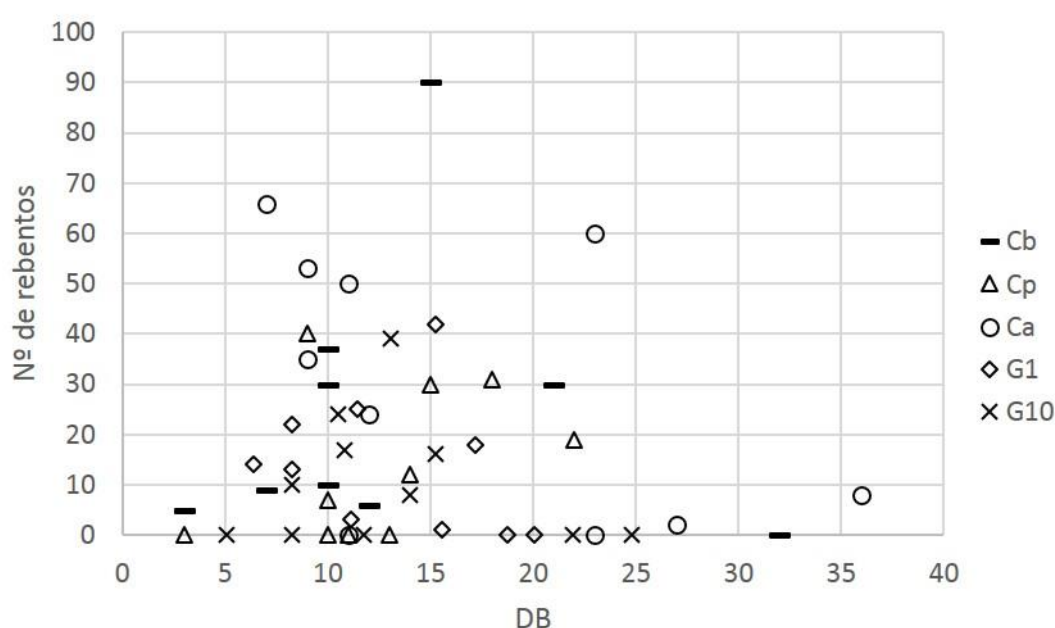


Figura 13 - Relação entre o diâmetro dos troncos na base (DB) dos indivíduos de acácia e o número de rebentos 12 meses após cada um dos tratamentos (Cb – corte na base; Cp – corte na base e cobertura com plástico preto; Ca – corte abaixo da copa; G1 – *girdling* de 1 cm de largura; G10 – *girdling* de 10 cm de largura).

Os tratamentos monitorizados após 5 meses, descasque (D) e *girdling* no verão (Gv) apresentaram relações diferentes entre o diâmetro e o número de rebentos. A análise conjunta dos dados dos dois tratamentos evidenciou uma relação significativa entre os dois atributos, no entanto observou-se uma relação direta nos indivíduos sujeitos a Gv e uma relação inversa, embora pouco clara devido à baixa variabilidade dos DB, nos indivíduos sujeitos a descasque (Tabela 5). Em nenhum dos tratamentos esta diferença se revelou significativa.

Discussão

Caraterização do estado de conservação da área de estudo

A população de *Acacia saligna* existente no parque está claramente naturalizada. A caracterização das comunidades vegetais da área de estudo revelou uma grande modificação comparativamente ao ecossistema natural expectável, potencialmente semelhante ao ecossistema da Mata dos Medos, incluída na Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa de Caparica (PPAFCC), que se localiza a menos de 6 km da área de estudo. Analisando a vegetação deste ecossistema, conclui-se que em condições naturais e sem perturbação humana, a área de estudo deveria conter espécies tipicamente mediterrânicas ou mediterrânico-atlânticas, nomeadamente plantas esclerófilas ou com preferência ecológica por charnecas, clareiras de matas perenifólias ou caducifólias, matos xerofílicos e arrelvados secos (Arsénio, 2003). Seria expectável observar um elevado número de endemismos, como acontece em toda a PPAFCC (Arsénio, 2003). De acordo com Silva *et al.* (2004), as espécies com maior representatividade em pinhais naturais nesta região são *Quercus coccifera* L., *Pinus pinea* L., *Pistacia lentiscus* L., *Juniperus phoenicea* L., *Rhamnus alaternus* L. e *Rhamnus lycioides* L.. Contrariamente ao esperado, observou-se um elevado número de espécies herbáceas ruderais e constatou-se a inexistência de espécies arbustivas nativas, associado a um grande número de espécies exóticas e/ou invasoras em todos os estratos da vegetação.

A estrutura das 3 zonas definidas dentro da área de estudo é representativa dos tipos de sistemas existentes na mesma. Os bosques cerrados de acácias e as clareiras de pinheiros são, no geral, os sistemas mais característicos da área de estudo. As acácias estão presentes em toda a área, embora com abundância variável (Fig. 4), e mesmo nas zonas em que apenas está presente marginalmente, parece contribuir para a alteração da estrutura e funcionamento do ecossistema existente, através do *input* de matéria orgânica (rica em azoto) e de sementes, do ensombramento e da competição com as espécies nativas existentes (Milton & Hall, 1981 *in* Yelenick, *et al.*, 2004; Marchante, *et al.*, 2003; Yelenick, *et al.*, 2004). Os tipos de solos encontrados, variáveis entre zonas, parecem resultar em grande parte da influência das espécies exóticas, especialmente *Acacia* spp., nessas áreas. Também a presença de várias espécies exóticas pode ter beneficiado da invasão inicial por *Acacia saligna* e das alterações no ecossistema por ela causadas (Le Maitre, *et al.*, 2011).

A ocupação de zonas por tendas de campismo permanentes até há alguns anos impediu a propagação das acácias, ao mesmo tempo que algumas espécies exóticas não invasoras (como palmeiras) foram introduzidas como plantas ornamentais pelos ocupantes, originando clareiras mais ou menos assilvestradas. Resultado dessa ocupação é também a baixa cobertura herbácea e arbustiva e a elevada quantidade de entulho encontrada no solo. Estas zonas tornam-se assim uma prioridade de intervenção, de forma a remover as espécies exóticas existentes, ao mesmo tempo acautelando a invasão por *Acacia* spp.

Nas zonas em que não há utilização para campismo ou outras atividades, não existe qualquer controlo sobre o desenvolvimento das espécies exóticas e invasoras, verificando-se nalguns casos que a invasão por *Acacia saligna* poderá ser relativamente antiga, uma vez que se observa uma cobertura muito densa de acácias, um reduzido número de espécies nativas e um elevado número de espécies ruderais, indicando uma modificação da estrutura do ecossistema (Marchante, 2011). A variabilidade dos diâmetros das acácias medidas demonstrou a existência de indivíduos mais antigos, possivelmente os primeiros a invadir a área, e também de indivíduos muito jovens (Jama, *et al.*, 1989), fruto da reprodução das populações existentes. Ainda assim, para os responsáveis pelo parque, estas zonas não deveriam ser intervencionadas, uma vez que servem de barreira à salsugem, que de outra forma causaria danos nas infraestruturas do parque e nas restantes espécies arbóreas existentes.

Várias espécies de *Acacia* foram identificadas, mas apenas uma apresenta abundância muito elevada na área de estudo, *Acacia saligna*, apresentando as restantes um número de indivíduos reduzido, por vezes isolados, o que leva a crer que estas espécies poderão ter surgido recentemente na área de estudo ou não estarão naturalizadas, podendo ser erradicadas com maior facilidade da área e os seus impactes futuros prevenidos, se lhes for atribuída prioridade na gestão/controlo.

A gestão efetuada no passado para controlo do crescimento da vegetação foi realizada de forma indiscriminada, uma vez que nunca existiu um plano para o controlo de espécies exóticas, o que levou à ineficiência das intervenções, e consequentemente à necessidade de repetição das mesmas com alguma regularidade. Esta constante intervenção contribuiu também para a facilitação das invasões, uma vez que deixa clareiras que são aproveitadas por acácia e por outras espécies invasoras, de crescimento mais rápido (Yelenick, *et al.*, 2004; Le Maitre, *et al.*, 2011).

As características da área de estudo, muito diferentes das comunidades naturais, são ilustrativas do estado degradado do ecossistema (Marchante, 2011), salientando-se a necessidade de inclusão de ações de reflorestação/revegetação num plano de gestão da área de estudo.

Ecologia, gestão e controlo de Acacia spp.

Para delinear estratégias de gestão de *Acacia* spp., é essencial conhecer as características da população existente na área de estudo. Uma vez que a principal barreira às ações de controlo desta espécie é a sua grande capacidade de regeneração, é importante estudar o seu comportamento nesta vertente, tanto ao nível da reprodução por via seminal como por via vegetativa.

Os resultados da avaliação do banco de sementes vieram comprovar a gravidade da invasão geral do parque por *Acacia*, uma vez que, mesmo em áreas sem indivíduos adultos, foram encontradas sementes do género no solo. O tamanho médio do banco de sementes contabilizado nas três zonas foi de 4855 ± 7529 sementes/m², um valor muito elevado e muito variável, mas que vai de encontro aos valores obtidos por Holmes *et al.* (1987) em populações com 25 anos de idade, e por Holmes (1990a) em povoamentos densos de *Acacia saligna*. De acordo com Richardson & Kluge (2008), o tamanho do banco de sementes do solo não é representativo do valor bruto da produção de sementes, uma vez que grande parte da produção se perde por influência de fatores intrínsecos e extrínsecos ao indivíduo, como perda de viabilidade e predação, e também por germinação (ca. 4%), sem chegar a integrar o banco de sementes, pelo que o banco de sementes por si só não representa a quantidade de sementes viáveis produzida pelas populações de *Acacia* spp. na área de estudo.

Ainda que o número de sementes no solo seja elevado, o número de juvenis (plântulas e rebentos) foi muito baixo, assumindo-se por isso que as dimensões da área de amostragem utilizada foram demasiado reduzidas, e como tal pouco representativas. Neste estudo foi possível observar que na maioria dos casos a rebentação apenas ocorre em indivíduos sujeitos a perturbação (por intervenção humana ou queda). Assim, o elevado número de rebentos da zona 2 relativamente às restantes deveu-se ao corte relativamente recente de acácias adultas no local, que formaram rebentos na touça. O número elevado de plântulas na zona 3 resultou da queda recente de uma árvore adulta nessa zona, que levou à abertura do copado e estimulação da germinação, o que demonstra a importância da manutenção do copado aquando da aplicação de ações de abate de árvores.

Contrariamente ao expectável, a zona 2 apresentou um número de sementes/m² muito superior ao da zona 3 (10453 ± 9773 e 3773 ± 4400 , respetivamente), ainda que a densidade de *Acacia* e o número de indivíduos adultos na zona 3 sejam superiores. A existência de um número tão elevado de sementes na zona 2 pressupõe a existência no passado de acácias no local, o que aliás é extrapolável pelo número de cepos cortados que se podem observar nesta zona, e de uma taxa de germinação muito baixa, a qual se observou neste estudo. Por outro lado, o número de sementes obtido na zona 3, uma área de bosque denso de *Acacia saligna* com uma cobertura quase total do copado, é mais baixo que em estudos realizados em acaciais com condições

semelhantes na África do Sul (Holmes, *et al.*, 1987; Holmes, 1990a), sugerindo que a origem desta diferença poderá estar na dinâmica do banco de sementes desta zona (Fig. 15). Alguns fatores que poderão afetar essa dinâmica são: (1) a diferente abundância de predadores e/ou dispersores de sementes nas duas zonas (Auld, 1986; Holmes, 1990a); (2) a baixa produtividade das populações de acácias; (3) a profundidade a que se encontra o banco de sementes (Richardson & Kluge, 2008) e (4) a contribuição dos fatores que influenciam a taxa de declínio do banco de sementes – germinação, apodrecimento, patógenos e senescência (Holmes, 1989). A compreensão desta diferença poderá contribuir para conhecer os fatores que afetam o banco de sementes das populações de acácias na área de estudo, permitindo um melhor direcionamento das medidas de gestão desta invasora.

A explicação que parece melhor enquadrar os resultados obtidos é a existência de diferenças na profundidade do banco de sementes das duas zonas, devido às diferenças no tipo de solo (Fig. 10). Richardson & Kluge (2008) dividiram o banco de sementes de *Acacia* em 3 níveis (Fig. 15), o primeiro sendo a camada de folhada superficial (correspondente à interface entre a superfície e o solo), o segundo chamado banco de sementes superior (desde a superfície até 10 cm de profundidade) e o terceiro chamado banco de sementes inferior (a partir de 10 cm, podendo atingir 80 cm de profundidade em algumas espécies).

Tendo em conta os diferentes tipos de solo das duas zonas, mais duro e grosseiro em Z2 e mais solto e poroso em Z3, é possível que as sementes que caem no solo na zona 3 se depositem a maior profundidade por ação de fatores bióticos (Bond & Slingsby, 1984 *in* Richardson & Kluge, 2008) e abióticos (Holmes, 1990b), não tendo sido capturadas no *core* utilizado, com apenas 10 cm de diâmetro. As sementes da camada superior do solo podem germinar quando há abertura do copado, como observado, levando à redução do banco superior do solo. Por outro lado, na zona 2 as sementes podem depositar-se a baixa profundidade devido às características do solo, sem taxas de germinação significativas devido à ausência de fogo e porque as condições ambientais não chegam para promover elevadas taxas de germinação (Richardson & Kluge, 2008) (ainda que se tenha observado alguma germinação), causando assim uma maior acumulação de sementes. A verificar-se a existência de um banco de sementes na camada inferior do solo na zona 3, serão necessárias medidas específicas para eliminação do mesmo, uma vez que as sementes poderão não germinar durante muitos anos devido à profundidade a que se encontram, mantendo-se viáveis durante esse período e podendo germinar caso ocorra perturbação do solo após a remoção dos indivíduos adultos.

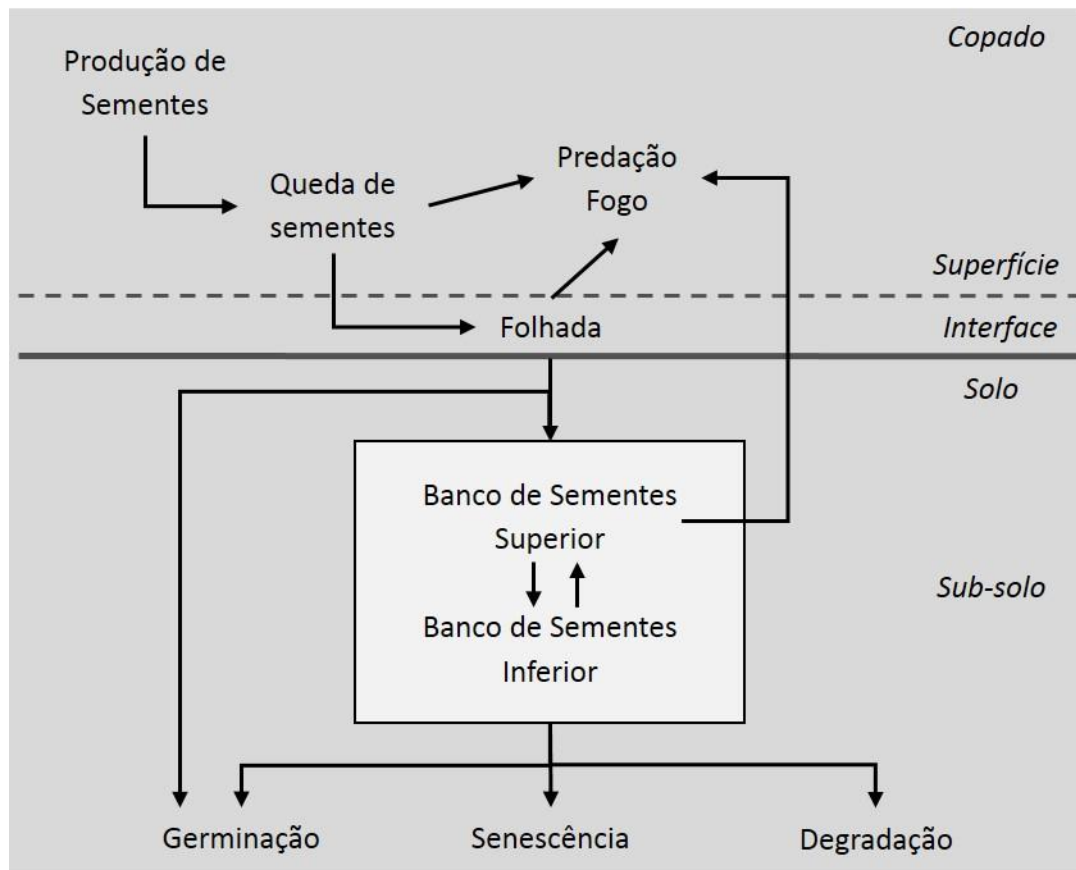


Figura 14 - Esquema da dinâmica das sementes de *Acacia*. As setas representam o movimento das sementes. Adaptado de (Harper, 1977 in Richardson & Kluge, 2008).

A quantidade muito baixa de sementes da zona 1 e a baixa quantidade de juvenis encontrada vão de encontro ao esperado, tendo em conta a quase inexistência de acácias adultas dentro da zona, indicando que poderá ser possível eliminar facilmente este banco de sementes, com medidas que facilitem a germinação, seguidas de eliminação das plântulas, em conjunto com medidas preventivas da entrada de sementes provenientes de áreas adjacentes. Com uma densidade de mais de 170 sementes/m² neste local, onde não existem indivíduos adultos, seria ainda assim possível a formação de um povoamento de *Acacia*, caso o copado fosse removido sem que fossem tomadas medidas para controlo da germinação. Este fator deverá ser tido em conta aquando do planeamento das ações de controlo das espécies, para que estas incluam medidas para destruição do extenso banco de sementes.

Embora as espécies de *Acacia* spp. a que pertenciam as sementes contabilizadas não tenham sido identificadas, foi possível perceber que existem no solo sementes de diferentes espécies (Fig. 16). Deverão por isso ser feitos esforços para evitar o desenvolvimento de plântulas, que poderão causar uma reinvasão, quer pela espécie atualmente mais abundante no local (*A. saligna*), quer por outras espécies problemáticas, como *A. longifolia* ou *A. cyclops*.



Figura 15 – Diferentes sementes de *Acacia* spp. amostradas no banco de sementes de solo (cores).

Para além do conhecimento das características das populações existentes, de forma a permitir o controlo da regeneração, é também fundamental a gestão dos indivíduos adultos, responsáveis pela produção de sementes e de propágulos vegetativos. Uma vez que a maioria dos estudos efetuados em Portugal acerca do controlo do género *Acacia* se focam principalmente em *A. dealbata*, *A. longifolia* e *A. melanoxylon* (Rocha & Esteves, 1999), salienta-se a importância deste estudo, focado especialmente no controlo de *A. saligna*.

Na figura 17 apresentam-se os diferentes resultados observados nas amostras de cada tratamento, 12 meses após a sua aplicação. Observam-se indivíduos nos quais foi aplicado um dos tipos de *girdling*, que nalguns casos responderam com a formação de rebentos de diferentes dimensões (D), e noutros secaram completamente (A); indivíduos sujeitos a corte na base, com rebentos formados (G); indivíduos sujeitos a corte abaixo da copa, que expostos à luz solar formaram rebentos vigorosos (H), e que no caso contrário os rebentos não sobreviveram (K); e indivíduos cortados na base e cobertos com plástico negro, que formaram bolor e morreram (M).

Relativamente ao controlo dos indivíduos adultos de *A. saligna*, nenhum dos tratamentos testados foi 100% eficaz na prevenção da formação de rebentos. O descasque foi o tratamento que maior percentagem de indivíduos sem rebentos apresentou, tendo-se observado um aumento muito grande desta percentagem num espaço de apenas dois meses. O *girdling* de 10 cm de largura e o corte na base seguido de cobertura com plástico negro também apresentaram resultados bastantes positivos, embora nestes casos os resultados só tenham sido observáveis ao fim de 12 meses. Ainda assim, associando a estes resultados os dados da contagem do número médio de rebentos, o tratamento que melhor inibiu a rebentação foi o descasque, que ao fim de 5 meses apresentou poucos rebentos, localizados sempre na base ou na raiz

da planta, devido possivelmente à não remoção da casca nessa zona da planta, e como tal facilmente solucionável expandindo o descasque até à zona da raiz (Marchante, *et al.*, 2005b). Observou-se ainda uma diminuição do número médio de rebentos neste tratamento, entre a primeira e a segunda monitorização, o que não ocorreu nos restantes. Também o *girdling* de 10 cm de largura e o corte seguido de cobertura com plástico negro apresentaram resultados positivos.

Os resultados obtidos com o corte abaixo da copa (Ca) revelaram uma elevada rebentação nos indivíduos expostos à luz solar, não se observando diferenças significativas entre a primeira e a última monitorizações. Estes resultados eram esperados, já que este tratamento serviu como “testemunha” para a capacidade de rebentação dos indivíduos. Ainda assim este tratamento revelou alguma eficiência, nomeadamente em indivíduos com maior diâmetro (Fig. 17).

Os dados obtidos provam que a rebentação está diretamente relacionada com a exposição à luz solar, uma vez que indivíduos com maior exposição apresentam rebentos em maior número e de maiores dimensões, afetando a ausência de luz a sobrevivência dos mesmos (Fig. 17). O tratamento de corte na base e cobertura com um plástico preto deveria por isso ser um tratamento eficiente de prevenção da rebentação nos indivíduos cortados, mas a dificuldade de cobertura total do tronco, associada ao desgaste do plástico ou à rebentação pela raiz (principalmente em indivíduos com diâmetro maior) tornam este tratamento num método muito trabalhoso e pouco eficiente em locais com muita utilização humana. Ainda assim, este tratamento parece causar danos nos troncos cortados de *Acacia*, afetando a formação e desenvolvimento de rebentos de diversas formas: como expectável, o simples bloqueio da passagem da luz solar diminuiu a formação de rebentos, mas a existência de uma barreira impermeável sobre a toixa contribuiu também para impedir o crescimento dos rebentos formados e promover a formação de fungos, que contribuíram para o apodrecimento dos rebentos e do próprio tronco.

O *girdling* parece ter um duplo efeito nos indivíduos tratados, retardando o desenvolvimento normal dos mesmos a longo prazo, causando a seca progressiva do copado, ao mesmo tempo que estimula a formação de rebentos no tronco, tanto acima como abaixo do local de remoção do anel de casca (Fig. 17E), e independentemente da sua largura. Caso os rebentos formados consigam desenvolver-se o suficiente para permitir o metabolismo, a árvore pode subsistir, afetando apenas a cobertura do copado. Caso estes rebentos não sobrevivam, a árvore pode secar na copa e consequentemente na raiz, morrendo, mas mantendo-se de pé. Seria por isso expectável que a aplicação deste tratamento no verão causasse impactos mais significativos.



Figura 16 – Aspetto de alguns indivíduos sujeitos aos tratamentos de *girdling* (A, B, C, D, E, F), corte na base (G), corte abaixo dos ramos (H, I, J, K) e corte e cobertura com plástico negro (L, M, N), após 12 meses.

Os resultados obtidos no tratamento de *girdling* efetuado no Verão parecem indicar a existência de uma relação entre o período em que os tratamentos são efetuados e os efeitos na planta. Estes resultados no entanto não são exatos, uma vez que apenas duas semanas após a aplicação do tratamento ocorreu um período de chuva intensa, mantendo-se a temperatura elevada, o que pode ter afetado a resposta dos indivíduos e consequentemente os resultados. Poderá ser importante voltar a estudar futuramente o efeito da sazonalidade na eficiência dos tratamentos de controlo das espécies de *Acacia*, para determinar qual o melhor período para atuar.

Embora as observações no campo apontassem para uma relação inversa entre o diâmetro dos indivíduos e o número de rebentos produzido, essa relação não se provou estatisticamente significativa, provavelmente devido ao reduzido tamanho da amostra, e à pequena variabilidade nos diâmetros dentro de algumas amostras. Esta relação poderá ser avaliada no futuro utilizando apenas os tratamentos com melhores resultados, como o descasque.

Em resposta ao objetivo deste estudo de identificar o tratamento mais seguro, económico e eficiente para controlo de acácia na área de estudo, de entre os tratamentos testados, propõe-se a aplicação do tratamento de descasque em *A. saligna*, preferencialmente no verão. Este tratamento não é aplicável em indivíduos muito grossos ou com a casca muito fissurada ou feridas no tronco. Nesses casos, nos indivíduos com diâmetro muito grande, o corte simples do tronco junto à base será suficiente para travar o crescimento, enquanto nos indivíduos de menor diâmetro, mas com feridas na casca, poderá ser necessária a aplicação de fitocidas para garantir o seu controlo. Não se descarta a hipótese de existirem tratamentos químicos mais eficientes que o descasque (MacDonald & Wissel, 1992 *in* IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, 2010; Campos, *et al.*, 2002), mas estes poderão ser não só mais dispendiosos como inseguros para uma zona com grande ocupação por crianças.

Sugestão de Medidas de Gestão

Neste estudo foram identificadas as ameaças existentes na área, possibilitando a definição de prioridades e de metodologias a utilizar na gestão do espaço. As medidas propostas visam a inclusão dos utilizadores do PNEC nas intervenções, permitindo assim a sua sensibilização para a necessidade de erradicação das espécies exóticas.

Por forma a complementar o estudo efetuado, e evitar a repetição dos erros que contribuíram para o estado degradado da área de estudo, assim como para a introdução de novas espécies exóticas ou má gestão das existentes, foram analisados e avaliados alguns projetos e ações recentemente aplicados na área de estudo e na área envolvente.

Esses projetos foram: (a) o Projeto COSTAPOLIS – Mata de Santo António - 2007; (b) o Plano de urbanismo do PNEC - 2009; (c) o *PNEC ATTACK* - 2009; e (d) as Quinzenas de trabalho - 2010 (ver Anexo 5).

Atendendo às características da área de estudo anteriormente analisadas, nomeadamente a sua localização, estado ecológico, metodologia de gestão utilizada, ausência de um plano de gestão ambiental, disponibilidade financeira, de material e de mão-de-obra e a tipologia dos seus utilizadores, propõem-se de seguida algumas medidas consideradas mais adequadas para gestão da flora exótica e invasora existente. Estas medidas devem ser incluídas no plano anual de intervenções do parque, para permitir uma melhor calendarização das intervenções e garantir o seu cumprimento.

A principal prioridade é a gestão/controlo das várias espécies de acácias. A erradicação total destas espécies da área de estudo não constitui uma meta alcançável a curto prazo e sem um elevado compromisso de tempo, mão-de-obra e financeiro. As medidas apresentadas apenas visam por isso a gestão destas espécies de forma a diminuir a sua abundância e possivelmente desacelerar a sua dispersão.

Dada a sua ampla distribuição, elevada abundância e densidade, não podem ser aplicados métodos químicos de controlo, não só por aumentarem drasticamente os custos da intervenção, mas também por apresentarem riscos para a saúde dos utilizadores (especialmente das crianças) e poderem causar a contaminação dos solos. O fogo controlado é também uma técnica inexequível, devido às características das acácias, à existência de infraestruturas espalhadas pela área, à densidade arbórea no local, aos fortes ventos causados pela proximidade ao oceano e pela proximidade aos limites da área de estudo a habitações, comércio e outros espaços verdes.

Os indivíduos adultos de acácia poderão ser eficientemente controlados descascando-os a partir de cerca de um metro de altura até ao solo, preferencialmente descascando também parte da raiz. Este tratamento poderá ser eficiente não só em *A. saligna*, como demonstrado neste estudo, mas também nas restantes espécies. A aplicação desta técnica permitirá que a densidade do copado não seja afetada durante alguns meses, diminuindo em parte após esse período devido à queda total de filódios. Durante o período em que ocorram estas intervenções sugere-se por isso a plantação de espécies nativas (preferencialmente espécies mediterrânicas e mediterrânico-atlânticas xerofílicas) nos locais intervencionados com exposição solar, para permitir uma cobertura do solo uniforme e dificultar a regeneração das acácias, ao mesmo tempo facilitando o desenvolvimento das espécies nativas por ausência de competição.

Considerando a baixa densidade de indivíduos juvenis obtida neste estudo, estes poderão facilmente ser arrancados manualmente do solo, evitando deixar raízes ou

troncos expostos (Moore, 2002). Nos indivíduos juvenis de maior diâmetro (até ca. 5 cm de diâmetro), em que não é possível efetuar a remoção manual, poderá ser suficiente a aplicação de um corte rente ao solo, cobrindo depois o tronco com um plástico negro ou terra, para impedir a exposição solar e prevenir a regeneração. Para a aplicação destas medidas de controlo inicial, propõe-se a promoção de uma atividade aberta ao público, de carácter voluntário, para aumentar o número de intervenientes, permitindo uma intervenção em grande escala, e reduzindo assim a duração da intervenção.

Para controlo do banco de sementes das acácias (especialmente importante no caso de *A. longifolia*), a solarização poderá garantir bons resultados (Cohen, *et al.*, 2008). A simples cobertura do solo com um plástico negro ou transparente em locais com elevada exposição solar durante períodos de calor garante a inviabilização de parte das sementes e a germinação da maioria das restantes, podendo as plântulas resultantes ser arrancadas manualmente, e diminuindo assim o banco de sementes superior do solo (Tu, *et al.*, 2001). Deverá ainda ser garantida uma monitorização regular da germinação e rebentação nos locais intervencionados, de forma a efetuar sempre que necessário um controlo de seguimento. Esta intervenção deverá ser efetuada no verão, podendo ser aproveitada a maior afluência de utilizadores e o seu trabalho voluntário referido na secção “Gestão do Parque” para garantir a monitorização contínua da regeneração e o controlo de seguimento.

Priorizando os locais a intervencionar, com base nos resultados obtidos no presente estudo, as clareiras de pinheiros deverão ser os primeiros locais a intervencionar para controlo das acácias. Por serem os locais onde se observa menor densidade de espécies invasoras, por se observar menor quantidade de sementes de acácia no solo e por existir uma elevada cobertura da luz solar pelo copado, estas zonas apresentam-se como as de mais fácil recuperação. Propõe-se o abate de todas as acácias encontradas no interior das clareiras, associado ao descasque do tronco cortado até à raiz, para maior eficiência. Em toda a periferia destas áreas devem ser definidas faixas de proteção, nas quais deverão ser descascadas todas as acácias presentes, de forma a prevenir a produção de sementes e consequentemente o *input* das mesmas para o interior das clareiras. As clareiras, assim como as respetivas faixas de proteção devem ser monitorizadas regularmente.

Posteriormente deverão ser intervencionadas as zonas sem cobertura arbórea (do tipo da Zona 2), nas quais é possível encontrar maior número juvenis de acácia, associados a um elevado número de sementes do mesmo género. Nestes locais propõe-se a solarização do solo para facilitar a germinação das sementes do solo, seguindo-se a remoção manual dos juvenis de acácia ou de outras espécies exóticas, preferencialmente durante a época das chuvas. Nestes locais é importante a plantação de espécies nativas para garantir a cobertura do solo, reduzindo assim a regeneração

das invasoras. No caso específico da zona 2, que constitui uma área utilizada para atividades desportivas, não devem existir árvores ou arbustos no interior desta zona, pelo que a melhor solução neste caso específico é a eliminação de todas as acácias existentes e posterior solarização regular do solo (mensal ou bimensalmente), de forma a esgotar o banco de sementes do solo, e efetuar um controlo de seguimento. Em volta destes locais, especialmente na zona 2, deverão ser definidas faixas de proteção com 10 m de largura, semelhantes às anteriormente referidas.

As zonas em que *Acacia* spp. domina a paisagem (do tipo da zona 3), localizadas principalmente na metade Sul da área de estudo, deverão ser intervencionadas a longo prazo, através de uma gestão faseada. Em todas as acácias da área poderá ser útil efetuar *girdling* com 10 cm de largura, de forma a retardar o crescimento e a produção de sementes. A gestão faseada consiste em selecionar uma área pequena dentro da área invadida e efetuar o controlo dos indivíduos adultos, juvenis e sementes de acácia, como descrito anteriormente, e posteriormente efetuar a plantação de espécies nativas arbóreas ou arbustivas. Durante este período de plantação de espécies nativas deverá iniciar-se a gestão de uma área adjacente à anterior, de forma a dar continuidade ao trabalho iniciado, e assim sucessivamente, garantindo sempre um controlo de manutenção das áreas já intervencionadas. Este tipo de gestão pode ser de muito longa duração, por vezes até vários anos, pelo que é importante garantir um trabalho contínuo e regular ao longo do período de intervenção.

Espécies como *Arundo donax*, *Carpobrotus edulis* e *Opuntia* spp., menos preocupantes na área de estudo, poderão eventualmente ser removidas por meios mecânicos, para que não compitam com espécies nativas existentes ou plantadas posteriormente (Marchante, *et al.*, 2005b). Esta intervenção poderá ser efetuada durante a atividade de caráter voluntário já referida.

Para evitar a degradação da área de estudo, enumeram-se algumas práticas a aplicar e divulgar pelos utilizadores do espaço, de forma a maximizar a eficiência das intervenções de gestão:

- O caminho de emergência existente em todo o limite interior da área de estudo pode ser usado como barreira principal à entrada de espécies invasoras, desde que seja feita a sua manutenção regular;
- Aconselha-se a utilização de madeira de espécies exóticas para combustível em fogueiras, evitando danificar as espécies nativas;
- Desaconselha-se a instalação de sistemas de rega, pois facilitam o desenvolvimento de espécies invasoras;
- Os cepos secos ou árvores mortas de pé não devem ser removidos exceto nos casos em que constituam riscos sanitários ou de segurança, para que possam providenciar abrigo à fauna existente;
- Todas as espécies exóticas cortadas ou arrancadas do solo devem ser queimadas;

- Deve ser feita a remoção das espécies invasoras existentes no junto ao exterior da área de estudo, nomeadamente acácias e canas;
- A remoção das espécies exóticas deve ser seletiva, evitando danificar juvenis ou adultos de espécies nativas;
- Em volta de todos os passeios e infraestruturas é aconselhável definir uma faixa de proteção onde devem ser removidas todas as espécies exóticas arbóreas;
- É importante que os responsáveis pelo parque possuam noções básicas de identificação de espécies exóticas e garantam a supervisão e cumprimento das medidas propostas.

O Departamento de Estratégia e Gestão Ambiental Sustentável da Câmara Municipal de Almada, a par da elaboração deste estudo, demonstrou interesse pelos seus resultados, mostrando também disponibilidade para colaboração nas intervenções de controlo das espécies invasoras no PNEC. Aos responsáveis do PNEC serão entregues cópias deste estudo e do “Guia Prático para a Identificação de Plantas Invasoras em Portugal” de 2014 (Marchante, *et al.*, 2014). A ONG Quercus foi contactada, tendo proposto a assinatura de um protocolo com a AEP, no âmbito do projeto “*Green Cork*”, com vista à atribuição de plantas nativas para reflorestação do PNEC.

Conclusões

Este estudo permitiu compreender melhor em que medida as espécies exóticas, especialmente *Acacia* spp., alteram a dinâmica e estrutura dos ecossistemas em que são introduzidas, muitas vezes ajudadas pelas perturbações causadas pela intervenção humana nesses ecossistemas. Num local como o estudado, a recuperação do ecossistema nativo pode ser considerada uma utopia, mas há esperança na criação de um novo ecossistema, equilibrado, funcional e diverso em espécies nativas, ainda que diferente do natural.

Referências

- Almeida, J. & Freitas, H., 2002. *About some invasive vascular plants in continental Portugal*. *Studia botanica*, 21, pp. 27-35.
- Almeida, J. & Freitas, H., 2006. *Exotic naturalized flora of continental Portugal – A reassessment*. *Botanica Complutensis*, 30, pp. 117-130.
- Almeida, J. & Freitas, H., 2012. *Exotic flora of continental Portugal – a new assessment*. *Bocconeia*, 24, pp. 231-237.
- ANBG, 2011. *Australian National Botanic Gardens, Canberra - Centre for Australian National Biodiversity Research*. [Online]
Disponível em: www.anbg.gov.au
[Acedido em 9-9-2014].
- Arsénio, P., 2003. *Flora e Vegetação da Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa de Caparica. Trabalho de Síntese*. Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica. Secção Autónoma de Arquitectura Paisagista, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Ajuda, Lisboa.
- Auld, T. D., 1986. *Variation in predispersal seed predation in several Australian Acacia spp.*. *Oikos*, 47(3), pp. 319-326.
- Blossey, B., 1999. *Before, during and after: the need for long-term monitoring in invasive plant species management*. *Biological Invasions*, 1, pp. 301–311.
- Bond, W. & Slingsby, P. M., 1984. *Collapse of ant-plant mutualism: the Argentine ant (Iridomyrmex humilis) and myrmecochorous Proteaceae*. *Ecology*, 65, pp. 1031-1037.
- Callaway, R. M. & Aschehoug, E. T., 2000. *Invasive Plants Versus Their New and Old Neighbors: A Mechanism for Exotic Invasion*. *Science*, 290(5491), pp. 521-523.
- Campos, J., Rocha, M. E. & Tavares, M., 2002. *Controlo de Acácias com Fitocidas nas Dunas do Litoral*. *Silva Lusitana*, 10(2), pp. 201-206.
- Castroviejo, S.; Tavalera, S.; Aedo, C.; Salgueiro, F. J.; Velayos, M., 1999. *Flora Iberica - Plantas Vasculares de la Península Iberica e Islas Baleares. Leguminosae (partim)*. Madrid: Real Jardín Botánico.
- Cohen, O.; Riov, J.; Katal, J.; Gamliel, A.; Bar (Kutiel), P., 2008. *Reducing Persistent Seed Banks of Invasive Plants by Soil Solarization - The Case of Acacia saligna*. *Weed Science*, 56, pp. 860-865.

Costa, C., 2011. *Factores que condicionam a dispersão e o recrutamento da camarinha em sistemas dunares. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, Lisboa.*

COSTAPOLIS, S.A., 2003. *Plano Estratégico da Costa de Caparica.*

Disponível em: <http://costapolis.pt/>

[Acedido em 22-02-2014].

DAISIE, 2008. *European Invasive Alien Species Gateway.* [Online]

Disponível em: <http://www.europe-aliens.org/>

[Acedido em 15-07-2014].

Direção-Geral do Território, 2013. *iGEO - Informação Geográfica.* [Online]

Disponível em: <http://www.igeo.pt>

[Acedido em 6-1-2015].

Elgersma, K. J., Ehrenfeld, J. G., Yu, S. & Vor, T., 2011. *Legacy effects overwhelm the short-term effects of exotic plant invasion and restoration on soil microbial community structure, enzyme activities, and nitrogen cycling.* *Oecologia*, 167(3), pp. 733-745.

Estatutos da AEP, 2009. *Documentos Oficiais - Associação dos Escoteiros de Portugal.*

Disponível em: <http://www.aep.pt>

[Acedido em 16-01-2015].

Fernandes, M. M., 2008. *Recuperação ecológica de áreas invadidas por Acacia dealbata Link no vale do Rio Gerês: um trabalho de sísifo?* Dissertação de Mestrado em Instrumentos e Técnicas de Apoio ao Desenvolvimento Rural, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.

Fernandes, M. M., 2012. *Acácias e geografia histórica: rotas de um percurso global (parte 1).* In: *Cadernos - Curso de Doutoramento em geografia, FLUP, Porto*, pp. 23-40.

Gaertner, M., Den Breeyen, A., Hui, C. & Richardson, D., 2009. *Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis.* *Progress in Physical Geography*, 33(3), pp. 319-338.

Gallup Organisation, 2010. *Flash Eurobarometer 290 - Attitudes of Europeans towards the issue of biodiversity - Wave 2.*

Genovesi, P., 2005. *Eradications of invasive alien species in Europe: a review.* *Biological Invasions*, 7(1), pp. 127-133.

Goeze, E., 1871. *Excursão botânica e hortícola.* *Jornal de Horticultura Prática*, 2, pp. 144-147.

Harper, J., 1977. *Population Dynamics of Plants.* London, UK: Academic Press.

Holl, K. & Aide, T., 2011. *When and where to actively restore ecosystems?. Forest Ecology and Management*, 261, pp. 1558-1563.

Holmes, P. M., 1989. *Decay rates for buried Acacia seed populations of different density. South Africa Journal of Botany*, 55, pp. 299-303.

Holmes, P. M., 1990a. *Dispersal and predation of alien Acacia seeds: effects of season and invading stand density. South African Journal of Botany*, 56(4), pp. 428-434.

Holmes, P. M., 1990b. *Vertical movement of soil-stored seed at a sand plain fynbos site. South African Journal of Ecology*, 1, pp. 8-11.

Holmes, P. M., MacDonald, I. A. W. & Juritz, J., 1987. *Effects of Clearing Treatment on Seed Banks of the Alien Invasive Shrubs Acacia saligna and Acacia cyclops in the Southern and South-Western Cape, South Africa. Journal of Applied Ecology*, 24(3), pp. 1045-1051.

Hulme, P., Pysek, P., Nentwig, W. & Vilà, M., 2009. *Will Threat of Biological Invasions Unite The European Union?. Science*, 234, pp. 40-41.

Instituto Português do Mar e da Atmosfera, 2015 [Online]

Disponível em: <http://www.ipma.pt>

[Acedido em 30-09-2014].

IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, 2010. *Acacia saligna (Port Jackson willow)-Management and Control. Invasive Species Specialist Group*.

Jama, B., Nair, P. K. R. & Kurira, P. W., 1989. *Comparative growth performance of some multipurpose trees and shrubs grown at Machakos, Kenya. Agroforestry Systems*, 9, pp. 17-27.

Keeley, J. et al., 2012. *Mediterranean-type Climate Ecosystems and Fire. Em: Fire in Mediterranean Ecosystems: Ecology, Evolution and Management. Cambridge University Press*, pp. 3-29.

Keeley, J. E. & Brennan, T. J., 2012. *Fire-driven alien invasion in a fire-adapted ecosystem. Oecologia*, 169, pp. 1043-1052.

Kull, C.; Shackleton, C.; Cunningham, P.; Ducatillon, C.; Dufour-Dror, J.; Esler, K.; Friday, J.; Gouveia, A.; Griffin, A.; Marchante, E.; Midgley, S.; Pauchard, A.; Rangan, H.; Richardson, D.; Rinaudo, T.; Tassin, J.; Urgenson, L.; Maltitz, G. von; Zenni, R.; Zylstra, M., 2011. *Adoption, use and perception of Australian acacias around the world. Diversity and Distributions*, 17, pp. 822-836.

LBA, 1987. *Lei de Bases do Ambiente. Assembleia da República, Lisboa*.

- Le Maitre, D.; Gaertner, M.; Marchante, E.; Ens, E.-J.; Holmes, P.; Pauchard, A.; O'Farrell, P.; Rogers, A.; Blanchard, R.; Blignaut, J.; Richardson, D., 2011. *Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration. Diversity and Distributions*, 17, pp. 1015-1029.
- Lima, J., 1920. *Eucalyptos e Acacias - Vinte annos de experiencias*. Livraria do «Lavrador». Oficinas do "Commercio do Porto", Porto.
- Lourenço, D., 2009. *Avaliação de áreas invadidas por espécies de Acacia na Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa de Caparica*. Dissertação de Mestrado, FCT:DCEA.
- MacDonald, I. A. W. & Wissel, C., 1992. *Determining optimal clearing treatments for the alien invasive shrub Acacia saligna in the southwestern Cape, South Africa. Agriculture, Ecosystems & Environment*, 39(3-4), pp. 169-186.
- Marchante, H., 2001. *Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por Acacia: uma ameaça para a biodiversidade nativa*. Dissertação de Mestrado, UC, Coimbra.
- Marchante, H., 2011. *Invasion of Portuguese dunes by Acacia longifolia: present status and perspectives for the future*. Dissertação de Doutoramento, UC, Coimbra.
- Marchante, H., Freitas, H. & Hoffmann, J. H., 2010. *Seed ecology of an invasive alien species, Acacia longifolia (Fabaceae), in portuguese dune ecosystems. American Journal of Botany*, 97(11), pp. 1780-1790.
- Marchante, H., Marchante, E. & Freitas, H., 2003. *Invasion of the Portuguese dune ecosystems by the exotic species Acacia Longifolia (Andrews) Willd.: effects at the community level. In: Plant Invasions: Ecological Threats and Management Solutions*. Leiden: Blackhuys Publishers, pp. 75-85.
- Marchante, H., Marchante, E. & Freitas, H., 2005a. *Invasive plant species in Portugal: an overview. Mèze, Council of Europe Publishing*, pp. 99-103.
- Marchante, H., Marchante, E. & Freitas, H., 2005b. *Plantas invasoras em Portugal - fichas para identificação e controlo*. Ed. Coimbra.
- Marchante, H., Morais, M., Freitas, H. & Marchante, E., 2014. *Guia Prático para a Identificação de Plantas Invasoras em Portugal*. Imprensa da Universidade de Coimbra Ed. Coimbra.
- Maslin, B. R. & McDonald, M. W., 2004. *Evaluation of Acacia as a woody crop option for Southern Australia*, Canberra: Rural Industries Research and Development Corporation.

Milton, J. & Hall, A. V., 1981. *Reproductive biology of australian acacias in the South-Western Cape province, South Africa*. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 44(3), pp. 465-487.

Ministério da Agricultura, 1937. *Lei nº 1951, de 9 de Março*.

Ministério do Ambiente, 1999. *Decreto-Lei 565/99 de 21 de Dezembro*.

Mmolotsi, R. M.; Chisupo, O.; Mojeremane, W.; Rampart, M.; Kopong, I.; Monekwe, D., 2013. *Dimensional Relations and Physical Properties of Wood of Acacia saligna, an Invasive Tree species growing in Botswana*. *Research Journal of Agriculture and Forestry Sciences*, 1(6), pp. 12-15.

Moore, K., 2002. *A Plague of Plants - Controlling invasive plants in Santa Cruz county*. 2ª ed. Santa Cruz: Wildlands Restoration Team.

Moore, K., 2008. *Eradicating Eucalyptus, Acacia, and Other Invasive Trees, Wildlands Restoration Team*.

Myers, N.; Mittermeier, R.; Mittermeier, C.; da Fonseca, G.; Kent, J., 2000. *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. *Nature*, 403, pp. 853-858.

NaturData, 2009. *Naturdata. Biodiversidade online*. [Online]

Disponível em: <http://www.naturdata.com>

[Acedido em: 28-09-2014].

Naylor, R. L.; Goldburg, R. J.; Primavera, J. H.; Kautsky, N.; Beveridge, M. C. M.; Clay, J.; Folke, C.; Lubchenco, J.; Mooney, H.; Troell, M., 2000. *Effect of aquaculture on world fish supplies*. *Nature*, 405(1017-1024).

Neto, C. S., 1993. *A flora e vegetação das dunas de S. Jacinto*. Finisterra.

Novoa, A., Rodríguez, R. & Richardson, D., 2014. *Soil quality: a key factor in understanding plant invasion? The case of Carpobrotus edulis (L.) N.E.Br*. *Biological Invasions*, 16, pp. 429-443.

Parlamento Europeu, 2014. *Regulamento (UE) nº 1143/2014 do Parlamento Europeu e do Conselho relativo à prevenção e gestão da introdução e propagação de espécies exóticas invasoras*, Jornal da União Europeia.

Política Ambiental da AEP, 2012. *Associação dos Escoteiros de Portugal - Documentos Oficiais*.

Disponível em: <http://www.aep.pt>

Acedido em: 16-01-2015

Programa Polis, 2003. *COSTAPOLIS*. [Online]

Disponível em: <http://www.costapolis.pt>

[Acedido em Maio de 2014].

Rascher, K.; Große-Stoltenberg, A.; Máguas, C.; Meira-Neto, J.; Werner, C., 2009. *Acacia longifolia* invasion impacts vegetation structure and regeneration dynamics in open dunes and pine forests. *Biological Invasions*, 13, pp. 1099-1113.

Regulamento Geral da AEP, 2012. *Associação dos Escoteiros de Portugal - Documentos Oficiais*.

Disponível em: <http://www.aep.pt>

Acedido em: 16-01-2015.

Rei, M. A., 1924. *Pinhais e dunas de Mira. Subsídios para a sua história: 1919-1924*. Figueira da Foz: Tipografia Popular.

Rejmánek, M. & Pitcairn, M. J., 2002. *When is eradication of exotic pest plants a realistic goal?*. In: C. R. & C. M. N. Veitch, *Turning the tide: the eradication of invasive species*. Gland, Suíça & Cambridge, Reino Unido: IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, pp. 249-253.

Richardson, D. M. & Kluge, R. L., 2008. *Seed banks of invasive Australian Acacia species in South Africa: Role in invasiveness and options for management*. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 10, pp. 161-177.

Rocha, M. E. & Esteves, M., 1999. *1º Encontro sobre invasoras lenhosas*. Gerês, SPCF/ADERE.

Silva, P.; Peyroteo, P.; Correia, A. I.; Branquinho, C.; Correia, O., 2004. *Contributo para a Caracterização da estrutura e diversidade da vegetação da Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa da Caparica*. *Revista de Biologia*, 22, pp. 153-168.

Sousa, T. M., 1926. *Mata do Gerez. Subsídios para uma Monografia Florestal*. Coimbra: Imprensa da Universidade.

Stock, W. D. & Lewis, O. A. M., 1986. *Soil nitrogen and the role of fire as a mineralizing agent in a South African coastal fynbos ecosystem*. *Journal of Ecology*, 74, pp. 317-328.

Tu, M., Hurd, C., Randall, J. M. & The Nature Conservancy, 2001. *Weed Control Methods Handbook: Tools & Techniques for Use in Natural Areas*. Paper 553: All U.S. Government Documents (Utah Regional Depository).

Underwood, E. C.; Viers, J. H.; Klausmeyer, K. R.; Cox, R. L.; Shaw, M. R., 2009. *Threats and biodiversity in the mediterranean biome*. *Diversity and Distributions*, 15, pp. 188-197.

United Nations, 1992. *Convenção sobre a Diversidade Biológica*. Rio de Janeiro, Brasil.

Werner, C., Zumkier, U., Beyschlag, W. & Máguas, C., 2010. *High competitiveness of a resource demanding invasive acacia under low resource supply*. *Plant Ecology*, 206, pp. 83-96.

Yelenick, S. G., Stock, W. D. & Richardson, D. M., 2004. *Ecosystem Level Impacts of Invasive Acacia*. *Restoration Ecology*, 12(1), pp. 44-51.

Anexos

Anexo 1 - Número de utilizadores do parque por escalão etário e por mês durante o ano de 2013.

<i>Idade (anos)</i>	<i>6-9</i>	<i>10-13</i>	<i>14-16</i>	<i>17-20</i>	<i>21+</i>	<i>Desconhecida</i>	<i>TOTAL</i>
<i>Janeiro</i>	66	41	9	7	22	0	145
<i>Fevereiro</i>	272	227	74	0	157	500	1230
<i>Março</i>	270	149	260	78	136	73	966
<i>Abril</i>	0	0	45	0	207	0	252
<i>Maio</i>	70	77	71	47	37	0	302
<i>Junho</i>	296	187	136	85	150	150	1004
<i>Julho</i>	146	162	154	155	126	100	843
<i>Agosto</i>	50	119	92	83	66	143	553
<i>Setembro</i>	13	19	9	3	24	0	68
<i>Outubro</i>	25	36	18	41	41	0	161
<i>Novembro</i>	53	135	117	64	147	41	557
<i>Dezembro</i>	206	193	214	58	102	18	791
<i>TOTAL</i>	1467	1345	1199	621	1215	1025	6872
<i>Média</i>	122	112	100	52	101	85	573

Anexo 2 - Resultados obtidos na avaliação da regeneração (rebentos/plântulas) em subparcelas de 4m² localizadas nas parcelas centrais e marginais da Zona 1 (Z1), Zona 2 (Z2) e Zona 3 (Z3).

<i>Regeneração</i>	<i>Subparcelas</i>	<i>Z1</i>		<i>Z2</i>		<i>Z3</i>	
		<i>M</i>	<i>C</i>	<i>M</i>	<i>C</i>	<i>M</i>	<i>C</i>
<i>Rebentos</i>	<i>1</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>2</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>3</i>	0	2	0	5	1	1
	<i>4</i>	0	0	3	1	0	1
<i>Plântulas</i>	<i>1</i>	0	0	0	0	1	0
	<i>2</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>3</i>	0	0	0	1	0	12
	<i>4</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Total</i>		0	2	4	7	2	14
<i>Média</i>		0	0	1	1	0	2
<i>Desvio-Padrão</i>		0	1	1	2	1	4
<i>Nº juvenis/hectare</i>		0	625	1250	2188	625	4375
<i>Rebentos</i>	<i>Total</i>	2		9		3	
	<i>Média</i>	0		1		0	
	<i>Desvio-padrão</i>	1		2		1	
	<i>Nº/hectare</i>	625		2813		938	
<i>Plântulas</i>	<i>Total</i>	0		2		13	
	<i>Média</i>	0		0		2	
	<i>Desvio-padrão</i>	0		0		4	
	<i>Nº/hectare</i>	0		625		4063	

Anexo 3 - Resultados da amostragem do banco de sementes de Acacia. As diferentes zonas estão identificadas pelos seus acrónimos, zona 1 centro (Z1C), zona 1 margem (Z1M), zona 2 centro (Z2C), zona 2 margem (Z2M), zona 3 centro (Z3C) e zona 3 margem (Z3M). Para cada set de cores foram calculados o número total de sementes, a média, o máximo, o mínimo, o desvio-padrão e a quantidade de sementes por m².

	Z1C	Z1M	Z2C	Z2M	Z3C	Z3M
1	1	1	11	196	24	1
2	0	0	10	68	5	14
3	0	0	55	188	7	37
4	2	2	94	165	16	4
5	2	1	40	78	14	73
6	0	1	102	7	15	41
7	2	1	21	169	41	77
8	0	0	4	183	11	101
9	2	0	147	5	47	6
10	0	0	108	12	24	1
11	0	0	103	5	31	5
12	6	0	14	18	19	1
13	2	8	10	30	4	3
14	0	6	90	71	1	5
15	0	25	15	4	1	35
16	1	6	18	87	3	101
TOTAL	18	51	842	1286	263	505
Média	1	3	53	80	16	32
Máximo	6	25	147	196	47	101
Mínimo	0	0	4	4	1	1
Desvio-padrão	2	6	47	75	14	37
Nº sementes/m²	177	501	8272	12634	2584	4961

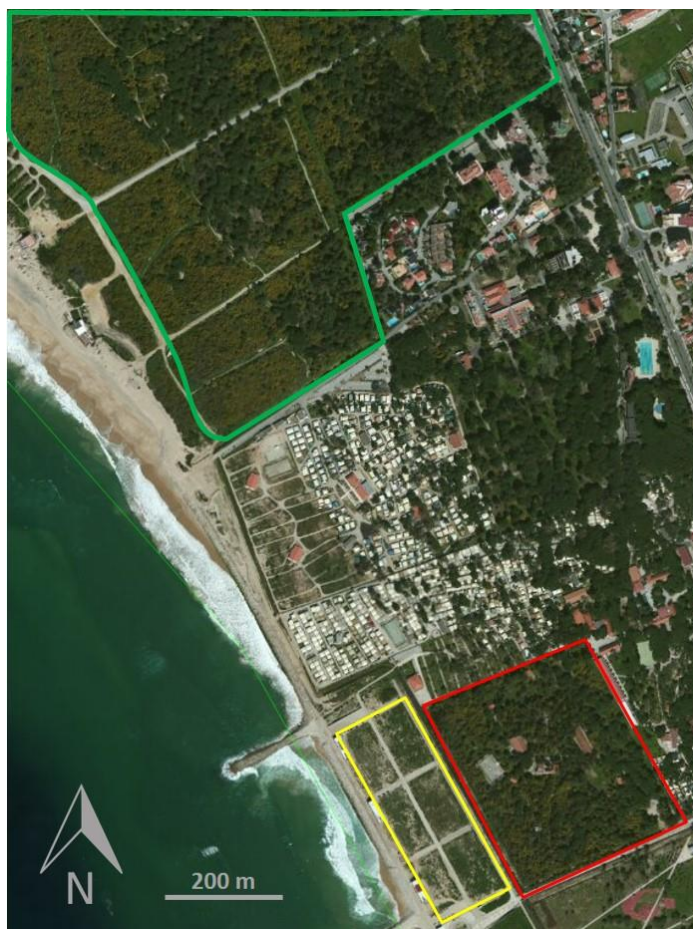
Anexo 4 - Listagem de todas as espécies identificadas e parcelas das zonas de estudo onde foram observadas. Zona 1 - centro (Z1C), zona 1 - margem (Z1M), zona 2 - centro (Z2C), zona 2 - margem (Z2M), zona 3 - centro (Z3C) e zona 3 - margem (Z3M).

	Z1C	Z1M	Z2C	Z2M	Z3C	Z3M
<i>Myoporum</i> spp.					x	
<i>Quercus</i> spp.					x	
<i>Acacia</i> spp.			x	x	x	x
<i>Pinus halepensis</i>	x	x				
<i>Pitosporum</i> spp.					x	
<i>Solanum</i> spp.	x	x				
<i>Lantana camara</i>				x		
<i>Anthemis arvensis</i>	x	x	x	x		x
<i>Avena</i> spp.	x			x		
<i>Bidens</i> spp.	x			x		
<i>Bromus</i> spp.			x			
<i>Calamagrostis epigejos</i>	x	x	x	x		x
<i>Conyza bonariensis</i>				x		
<i>Erodium moschatum</i>			x			
<i>Galactites tomentosus</i>		x	x	x		
<i>Geranium robertianum</i>				x	x	
<i>Poaceae</i> NI		x				
Herbácea NI						x
<i>Hordeum</i> spp.		x		x		
<i>Lagurus ovatus</i>	x	x	x	x		x
<i>Lolium multiflorum</i>	x	x				
<i>Ononis</i> spp.			x	x		x
<i>Parietaria judaica</i>		x		x	x	
<i>Rapistrum rugosum</i>			x			
<i>Reseda</i> spp.			x			
<i>Rubia peregrina</i>				x		x
<i>Silene latifolia</i>	x		x		x	
<i>Sonchus oleraceus</i>					x	x
<i>Taraxacum</i> spp.			x			
<i>Trifolium angustifolium</i>				x		
<i>Trifolium campestre</i>			x	x		
<i>Urospermum picroides</i>	x	x				
Número de espécies	10	11	13	16	8	8

Anexo 5 - Avaliação de projetos e ações anteriores

Projeto COSTAPOLIS – Mata de Santo António

Em 2007 foi implementado na Costa de Caparica o projeto COSTAPOLIS, ao abrigo do programa POLIS (Programa Polis, 2003). O projeto abrangeu uma área de cerca de 650 ha, na qual se incluía a Mata de Santo António, uma área de duna secundária adjacente à área de estudo (COSTAPOLIS, S.A., 2003) (Anexo 5, Fig. 1). A região da Mata de Sto. António foi sujeita a intervenções de desmatação e revegetação com o objetivo de recuperar o local e criar uma área seminatural de transição entre as praias e os parques de campismo.



Anexo 5, Figura 1 - Localização da área de estudo (vermelho), Mata de Sto. António (amarelo) e de uma área próxima intensamente invadida por *Acacia* spp. (verde). Fonte: ESRI.

Para tal propunha-se a remoção de toda a vegetação existente, substituindo-a por espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas, nativas e exóticas, com resistência ao vento e que fixassem as areias. Para prevenir o reaparecimento de *Acacia saligna*, existente no local, propunha-se uma crivagem do solo por meios mecânicos para remoção das sementes. Embora tenha sido efetuada a desmatação e a plantação de algumas espécies, a crivagem nunca foi efetuada, mas é efetuado o abate esporádico das acácias existentes nesse local e a Sul do PNEC (Técnica da CMA, comunicação pessoal).

O projeto não incluiu um plano para gestão das espécies invasoras existentes ou de prevenção da invasão na zona, apesar da sua proximidade com uma área muito invadida, e por isso atualmente é possível observar que a zona foi reinvasida por acácias e por outras espécies exóticas (Anexo 5, Fig. 2). Apesar da preocupação com a eliminação do banco de sementes das acácias, a sua não aplicação permitiu a sobrevivência das sementes e a sua germinação. A vegetação selecionada está adaptada ao clima existente, no entanto a plantação de espécies exóticas neste local poderia contribuir para a competição com as espécies nativas, levando ao desaparecimento destas últimas. O corte simples aplicado em acácia foi só por si ineficiente, verificando-se muitas vezes a regeneração muito rápida dos indivíduos por rebentação.



Anexo 5, Figura 2 - Aspeto geral da Mata de Santo António, após a intervenção, onde se observam espécies arbustivas nativas em contraste com duas espécies exóticas (*Carpobrotus edulis* e *Acacia* spp.).

Plano de Urbanismo do PNEC

Em 2009, foi criado um plano de urbanismo para a área de estudo, com o objetivo de planear a construção de algumas infraestruturas de recreio e apoio aos utilizadores, assim como ações de rearboração e revegetação.

O plano previa a plantação de novas árvores no parque, de espécies nativas e exóticas, em zonas estratégicas, como os limites da área, clareiras e núcleos. Previa-se ainda a plantação de um estrato arbustivo nativo em três zonas diferentes, os limites do parque, a zona de transição (faixa de proteção) e a zona interior. Para o estrato subarbustivo, em todo o parque, à exceção das clareiras e caminhos, seriam semeadas por hidrossementeira algumas espécies nativas.

No plano sugeriam-se também algumas medidas de gestão e manutenção do Parque:

1. Evitar a mobilização do solo e a desmatização;
2. Minimizar a ocupação em clareira, evitando a abertura excessiva do copado;
3. Efetuar cortes de árvores faseados ou de árvores individuais;
4. Minimizar os cortes com objetivos fitossanitários;
5. Deixar na mata árvores caídas ou mortas em pé, desde que não acarretem riscos;
6. Constituir um programa de erradicação ou controlo de invasoras.

Não existem informações que apontem para que este plano tenha sido aplicado no campo.

As medidas apresentadas são importantes para manter a integridade do ecossistema existente e prevenir o aumento da sua degradação, evitando a propagação de espécies exóticas, e ao mesmo tempo salvaguardar a utilização humana. Embora seja referida a necessidade de existência de um programa de erradicação ou controlo de espécies invasoras, não são referidas quaisquer medidas para esse fim, pelo que a reflorestação do parque poderia ser prejudicada ou dificultada pela sua presença. A delimitação de faixas de proteção pode ser um aspeto importante na proteção das infraestruturas e espécies arbóreas nativas do local. A plantação de um coberto arbustivo tem elevada importância na área de estudo, uma vez que atualmente é inexistente ou constituído por espécies exóticas.

PNEC ATTACK

No Verão de 2009, a AEP promoveu uma atividade com vista à participação de voluntários de todo o país em tarefas de manutenção do PNEC, como limpeza de matos. A atividade permitiu o envolvimento de 150 voluntários em intervenções de abertura de clareiras numa zona de bosque de acácia (Anexo 5, Fig. 3). Estima-se que tenham sido removidas 30 toneladas de madeira de acácia deste local, tendo sido esta madeira utilizada para lenha.

Atualmente, os resultados desta intervenção não são visíveis, à exceção de alguns troncos secos que se mantêm intactos, uma vez que toda a clareira criada está totalmente ocupada, tanto pelas acácias que regeneraram posteriormente, como por *Casuarina equisetifolia*, que já existia no local, mas que se desenvolveu aproveitando a clareira criada (Anexo 5, Fig. 4).



Anexo 5, Figura 3 – (A) Indivíduos de *Acacia* spp. cortados como resultado das intervenções feitas em 2009 no PNEC. É possível observar na imagem, à direita, indivíduos adultos de *Casuarina equisetifolia*. (B) Clareira aberta após o corte de várias acácias no mesmo local. Os troncos foram cortados a uma altura elevada.

Isto deveu-se principalmente ao facto de terem sido abertas grandes clareiras sem que tenham sido tomadas medidas para evitar a exposição solar (como a plantação de espécies nativas), e uma vez que apenas as acácias foram abatidas, com corte simples, estas puderam regenerar e as casuarinas tiveram uma hipótese de competir com esta espécie invasora. Estes resultados demonstram a importância da manutenção do copado durante as intervenções de controlo/gestão, assim como da monitorização e controlo contínuos dos locais intervencionados.

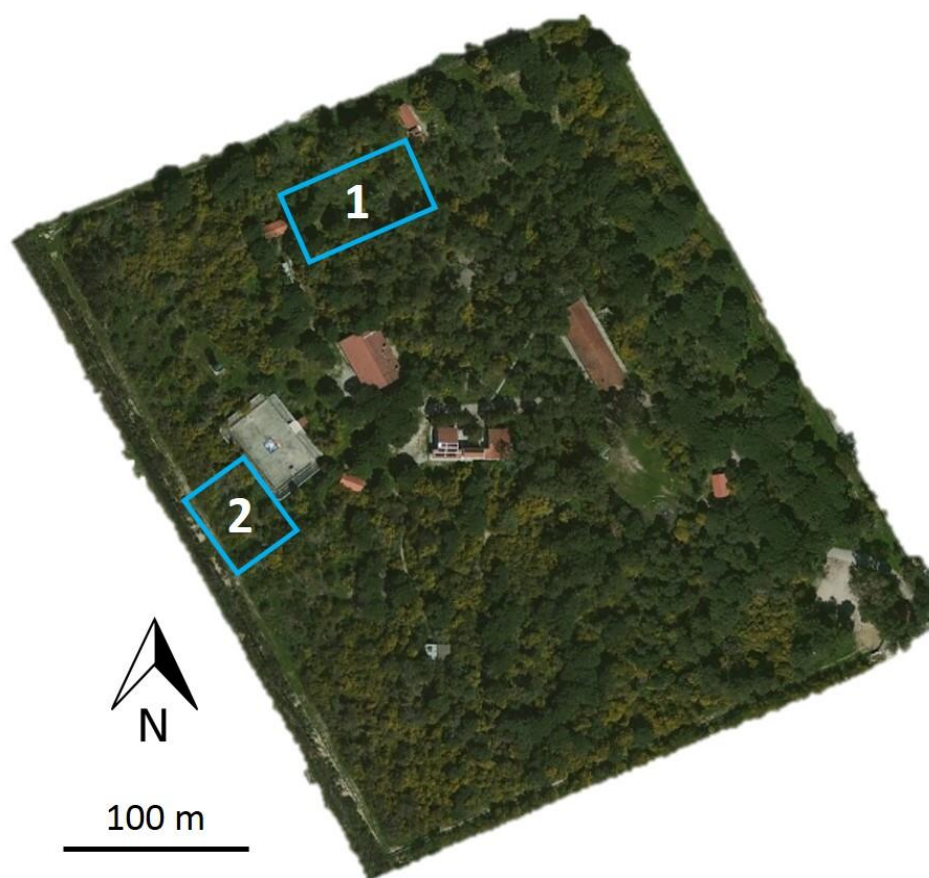


Anexo 5, Figura 4 - Tronco seco de uma acácia cortada em 2009. Actualmente encontra-se no mesmo local, no meio de um bosque de *Casuarina equisetifolia*.

Quinzenas de Trabalho

Durante o verão de 2010 foram efetuadas quinzenas de trabalho, isto é, períodos em que voluntários são contratados para efetuar intervenções de manutenção no PNEC. Durante este período foram plantados alguns pinheiros-bravos em áreas específicas, provavelmente para substituir as acácias existentes. Os pinheiros foram plantados em dois locais, a Norte do refeitório (Anexo 5, Fig. 5, “1”) e a sudoeste do campo de desportos, ambos próximos dos limites do PNEC (Anexo 5, Fig. 5 “2”). Foram ainda instaladas tubagens para rega automática dos indivíduos plantados.

A espécie plantada nesta intervenção é uma espécie nativa e com boas características para o local em questão, existindo alguns exemplares estabelecidos dentro dos limites da área de estudo, no entanto a plantação foi efetuada em locais com acácias, pelo que deviam ter sido tomadas medidas para prevenir a competição e o ensombramento. Atualmente na área 1 observam-se acácias juvenis em competição direta com os pinheiros plantados, facilitada pelo sistema de rega instalado, e na zona 2 o bosque cerrado cobriu totalmente os pinheiros, não lhes permitindo o crescimento acima de 1,5 m de altura.



Anexo 5, Figura 5 - Localização das zonas onde foi feita a plantação de pinheiros-bravos.